

Comportamiento de las formas de fósforo en un Ultisol con diferentes manejos de implantación forestal

*Tesis presentada para optar al título de Magister de la Universidad de Buenos Aires,
Área Ciencias del Suelo
Orientación Fertilidad de Suelos*

Natalia Andrea Mórtola

Ingeniera Agrónoma – Universidad Nacional de La Plata – Año de egreso: 2002

Lugar de trabajo: Instituto de Suelos INTA Castelar



Escuela para Graduados Ing. Agr. Alberto Soriano
Facultad de Agronomía – Universidad de Buenos Aires



COMITÉ CONSEJERO

Director de tesis

Olga Susana Heredia

Ingeniera Agrónoma (FAUBA)

M. Sc. (EPG FAUBA)

Doctora (EPG Fac. Cs. Veterinarias UBA)

Consejero de Estudios

Rosa Teresa Boca

Ingeniera Agrónoma (FAUBA)

M. Sc. (EPG FAUBA)

JURADO DE TESIS

Director de tesis

Olga Susana Heredia

Ingeniera Agrónoma (Universidad de Buenos Aires)

Doctora (Universidad de Buenos Aires)

JURADO

Liliana Inés Picone

Ingeniera Agrónoma (Universidad Nacional de Mar del Plata)

Master of Science (Kansa State University)

JURADO

María de las Mercedes Ron

Ingeniera Agrónoma (Universidad Nacional del Sur)

Magister en Ciencias del Suelo (Universidad Nacional del Sur)

Fecha de defensa de la tesis: 24 de Mayo de 2013

A mi madre,
y a quienes como ella
luchan por sus ideales sin corromperse...

AGRADECIMIENTOS

- Al INTA por haberme dado la oportunidad y el financiamiento para la realización de este postgrado.
- A la Dra. Olga Heredia y a la Ing. Agr. Teresa Boca por su colaboración, sus sugerencias y su paciencia.
- Al Ing. Agr. Maximiliano Eiza por su valioso tiempo dedicado a ayudarme en la elaboración de esta tesis.
- A la Ing. Ftal. Ana Lupi por su colaboración y acompañamiento en este proceso.

Declaro que el material incluido en esta tesis es, a mi mejor saber y entender, original producto de mi propio trabajo (salvo en la medida en que se identifique explícitamente las contribuciones de otros), y que este material no lo he presentado, en forma parcial o total, como una tesis en ésta u otra institución.

Ing. Agr. Natalia Andrea Mórtola

Publicaciones derivadas de la tesis

Mórtola, NA; Lupi, AM; Fernández, R y Carreira, D. 2006. Fracciones de fósforo bajo diferentes sistemas de manejo de residuos forestales. Resultados a los 6 años de aplicados los tratamientos. Actas del XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Salta-Jujuy, Argentina (editado en CD).

Mórtola, N; Heredia, O y Boca T. 2010. Formas de fósforo bajo distintos manejos de residuos forestales. La fracción orgánica lábil como indicador de calidad. Actas del XXII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Rosario, Prov. Santa Fé, Argentina (editado en CD).

Mórtola, NA y Heredia, OS. 2012. Variación en las propiedades químicas del suelo por aplicación de distintos manejos de implantación forestal. Actas del XIX Congreso Latinoamericano y XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Mar del Plata, Argentina (editado en CD).

INDICE GENERAL

	Pág.
RESUMEN.....	xvi
ABSTRACT	xvii
INTRODUCCIÓN	1
1. PRESENTACIÓN DEL PROBLEMA	1
2. ANTECEDENTES	2
2.1. Importancia de la actividad forestal.....	2
2.2. Sistemas de manejo de residuos forestales.....	3
2.3. Fósforo del suelo	4
2.4. Fraccionamiento de fósforo.....	5
2.4.1. Fósforo orgánico lábil.....	6
2.5. Adsorción de fósforo	6
2.5.1. Tipos de carga superficial.....	7
2.5.2. Tipos de adsorción.....	7
2.5.3. Intercambio de ligandos.....	7
2.5.4. Modelos de adsorción.....	8
2.5.5. Causas de la adsorción de fósforo	8
2.5.6. Curvas e índices de adsorción.....	9
2.6. Impacto del manejo sobre las fracciones de fósforo	10
2.7. Impacto del manejo sobre la adsorción de fósforo.....	13
2.8. Variables evaluadas por otros investigadores en el ensayo de campo	13
3. OBJETIVO	14
3.1. Objetivo General	14
3.2. Objetivos específicos	14
4. HIPÓTESIS	15
Capítulo 1.....	16
MATERIALES Y MÉTODOS	16
1.1. Sitio de estudio.....	17
1.2. Ensayo de campo	17
1.2.1. Diseño del ensayo experimental	18
1.3. Caracterización química del suelo	19
1.3.1. Carbono orgánico total (COT).....	19
1.3.2. Bases de cambio y capacidad de intercambio cationica	19
1.3.3. pH en agua y en CLK	19
1.4. Fraccionamiento de fósforo. Método de Hedley.....	20
1.5. Índice de mineralización.....	21
1.6. Curvas e índices de adsorción de fósforo	22
1.6.1. Curvas de adsorción	22
1.6.2. Índices de adsorción.....	23
1.6.2.1. Capacidad Buffer de Fosfatos (CBF)	23
1.6.2.2. Sortividad (S)	24
1.6.2.3. Índice de Retención de Fosfatos (IRF).....	24
1.7. Análisis estadístico	24
Capítulo 2.....	27
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	27
2.1. Caracterización química del suelo	28
2.1.1. Carbono Orgánico Total (COT)	28
2.1.1.1. En los distintos manejos.....	28
2.1.1.2. En el monte nativo.....	29

2.1.2. Bases de cambio y capacidad de intercambio catiónica	30
2.1.2.1. En los distintos manejos	30
2.1.2.2. En el monte nativo	33
2.1.3. pH en agua y pH en ClK	36
2.1.3.1. En los distintos manejos	36
2.1.3.2. En el monte nativo	39
2.2. Fraccionamiento de fósforo	41
2.2.1. Fracciones de fósforo en los distintos manejos	41
2.2.1.1. Fósforo inorgánico labil (Pil)	41
2.2.1.2. Fósforo orgánico lábil (Pol)	45
2.2.1.2.1. Importancia del fósforo orgánico lábil	49
2.2.1.3. Fósforo inorgánico moderadamente lábil (Piml)	49
2.2.1.4. Fósforo orgánico moderadamente lábil (Poml)	52
2.2.1.5. Fósforo inorgánico unido a calcio (Pca)	54
2.2.1.6. Fósforo residual (Pres)	55
2.2.1.7. Fósforo total (P total)	56
2.2.2. Fracciones de fósforo en el monte nativo	58
2.2.2.1. Capa superficial de suelo	58
2.2.2.2. Capa subsuperficial de suelo	61
2.2.3. Fracciones de fósforo expresadas como porcentaje del fósforo total	63
2.3. Fósforo orgánico lábil como indicador	64
2.3.1. Mineralización del Pol	64
2.3.2. Fósforo orgánico lábil como porcentaje del fósforo total lábil	65
2.4. Curvas de adsorción de fósforo	67
2.4.1. Valores de los coeficientes de determinación (R^2) de las curvas de adsorción de fósforo de Langmuir y Freundlich	69
2.4.2. Coeficientes de las ecuaciones de Langmuir y Freundlich	69
2.5. Índices de adsorción de fósforo	71
2.5.1. Capacidad Buffer de Fosfatos (CBF)	71
2.5.2. Sortividad (S)	71
2.5.3. Índice de retención de fosfatos (IRF)	71
2.5.4. Relaciones entre coeficientes e índices de adsorción de fósforo	72
2.5.5. Relaciones del carbono orgánico total con las fracciones orgánicas de fósforo y con los coeficientes e índices de adsorción	72
Capítulo 3	76
CONCLUSIONES GENERALES	76
BIBLIOGRAFÍA	79
APÉNDICE	93

ÍNDICE TABLAS

	Pág.
Tabla 1. Características texturales y químicas del horizonte A, 0-11 cm.....	17
Tabla 2. Contenido de nutrientes en residuos de tala rasa de <i>Pinus elliottii</i> Engelm de 25 años de edad, según clase de tamaño.....	18
Tabla 3. Fracciones de fósforo obtenidas por el Método de Hedley <i>et al.</i> (1982) modificado por Tiessen y Moir (1993) y sus características principales.....	20
Tabla 4. Análisis de varianza del carbono orgánico total (COT) en la capa superficial de suelo (0-5 cm) a los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera.....	28
Tabla 5. Prueba de comparaciones múltiples de valores promedio de carbono orgánico total (COT) en la capa superficial de suelo (0-5 cm) para los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera.....	28
Tabla 6. Análisis de varianza del carbono orgánico total (COT) en la capa subsuperficial de suelo (5-15 cm) a los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera.....	29
Tabla 7. Resultados de las pruebas sobre muestras apareadas del carbono orgánico total (COT) para la comparación entre el monte nativo y cada uno de los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera en la capa superficial de suelo (0-5 cm), a los 6 años.....	29
Tabla 8. Resultados de las pruebas sobre muestras apareadas del carbono orgánico total (COT) para la comparación entre el monte nativo y cada uno de los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera en la capa subsuperficial de suelo (5-15 cm), a los 6 años.....	30
Tabla 9. Valores de p para calcio (Ca), magnesio (Mg), sodio (Na), potasio (K), suma de cationes, capacidad de intercambio catiónico (CIC) y % saturación de bases (Sat. Bases) en la capa superficial del suelo (0-5 cm), a los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera.....	30
Tabla 10. Prueba de comparaciones múltiples de valores promedio de calcio (Ca), potasio (K) y suma de cationes en la capa superficial de suelo (0-5 cm) para los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera.....	31
Tabla 11. Prueba de comparaciones múltiples de valores promedio de calcio (Ca) y magnesio (Mg), en la capa superficial de suelo (0-5 cm) para los 6 y 9 años.....	31
Tabla 12. Prueba de comparaciones múltiples de valores promedio de sodio (Na) en la capa superficial de suelo (0-5 cm) a los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa (PD) y capuera.....	32
Tabla 13. Valores de p resultantes de los análisis de varianza de calcio (Ca), magnesio (Mg), sodio (Na), potasio (K), suma de cationes, capacidad de intercambio catiónico (CIC) y % saturación de bases (Sat. Bases) en la capa subsuperficial del suelo (5-15 cm), a los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa (PD) y capuera.....	32
Tabla 14. Resultados de las pruebas sobre muestras apareadas del calcio (Ca), magnesio (Mg), sodio (Na) y potasio (K), para la comparación entre el monte nativo y cada uno de los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera, en la capa superficial de suelo (0-5 cm), a los 6 años.....	33

Tabla 15. Resultados de las pruebas sobre muestras apareadas de suma de cationes, capacidad intercambio catiónico (CIC) y % saturación de bases para la comparación entre el monte nativo y cada uno de los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera, en la capa superficial de suelo (0-5 cm), a los 6 años.....	34
Tabla 16. Resultados de las pruebas sobre muestras apareadas del calcio (Ca), magnesio (Mg), sodio (Na) y potasio (K), para la comparación entre el monte nativo y cada uno de los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera, en la capa subsuperficial de suelo (5-15 cm), a los 6 años.....	35
Tabla 17. Resultados de las pruebas sobre muestras apareadas de suma de cationes, capacidad intercambio catiónico (CIC) y % saturación de base para la comparación entre el monte nativo y cada uno de los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera, en la capa subsuperficial de suelo (5-15 cm), a los 6 años.....	36
Tabla 18. Análisis de varianza del pH en agua en la capa superficial de suelo (0-5 cm) a los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera.....	37
Tabla 19. Análisis de varianza del pH en agua en la capa subsuperficial de suelo (5-15 cm) a los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera.....	37
Tabla 20. Prueba de comparaciones múltiples de valores promedio de pH agua, en la capa subsuperficial de suelo (5-15 cm) para los 6 y 9 años.....	38
Tabla 21. Análisis de varianza del pH en CIK en la capa superficial de suelo (0-5 cm) a los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera.....	38
Tabla 22. Análisis de varianza del pH en CIK en la capa subsuperficial de suelo (5-15 cm) a los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera.....	38
Tabla 23. Prueba de comparaciones múltiples de valores promedio de pH en CIK en la capa subsuperficial de suelo (5-15 cm) para los 6 y 9 años.....	40
Tabla 24. Resultados de las pruebas sobre muestras apareadas del pH en agua y del pH en CIK para la comparación entre el monte nativo y cada uno de los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera en la capa superficial de suelo (0-5 cm), a los 6 años.....	41
Tabla 25. Resultados de las pruebas sobre muestras apareadas del pH en agua y del pH en CIK para la comparación entre el monte nativo y cada uno de los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera en la capa subsuperficial de suelo (5-15 cm), a los 6 años.....	42
Tabla 26. Análisis de varianza del fósforo inorgánico lábil (Pil) en la capa superficial de suelo (0-5 cm) a los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera.....	44
Tabla 27. Análisis de varianza del fósforo inorgánico lábil (Pil) en la capa subsuperficial de suelo (5-15 cm) a los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera.....	45
Tabla 28. Análisis de varianza del fósforo orgánico lábil (Pol) en la capa superficial de suelo (0-5 cm) a los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera.....	48

Tabla 29. Análisis de varianza del fósforo orgánico lábil (Pol) en la capa subsuperficial de suelo (5-15 cm) a los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera.....	48
Tabla 30. Prueba de comparaciones múltiples de valores promedio de fósforo orgánico lábil (Pol) en la capa subsuperficial de suelo (5-15 cm) para los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera.....	48
Tabla 31. Prueba de comparaciones múltiples de valores promedio de fósforo orgánico lábil (Pol) en la capa subsuperficial de suelo (5-15 cm) para los 6 y 9 años.....	49
Tabla 32. Análisis de varianza del fósforo inorgánico moderadamente lábil (Piml) en la capa superficial de suelo (0-5 cm) a los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera.....	50
Tabla 33. Análisis de varianza del fósforo inorgánico moderadamente lábil (Piml) en la capa subsuperficial de suelo (5-15 cm) a los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera.....	52
Tabla 34. Análisis de varianza del fósforo orgánico moderadamente lábil (Poml) en la capa superficial de suelo (0-5 cm) a los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera.....	52
Tabla 35. Análisis de varianza del fósforo orgánico moderadamente lábil (Poml) en la capa subsuperficial de suelo (5-15 cm) a los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera.....	54
Tabla 36. Análisis de varianza del fósforo inorgánico unido a calcio (Pca) en la capa superficial de suelo (0-5 cm) a los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera.....	54
Tabla 37. Análisis de varianza del fósforo inorgánico unido a calcio (Pca) en la capa subsuperficial de suelo (5-15 cm) a los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera.....	55
Tabla 38. Análisis de varianza del fósforo residual (Pres) en la capa superficial de suelo (0-5 cm) a los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera.....	55
Tabla 39. Análisis de varianza del fósforo residual (Pres) en la capa subsuperficial de suelo (5-15 cm) a los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera.....	56
Tabla 40. Análisis de varianza del fósforo total (P total) en la capa superficial de suelo (0-5 cm) a los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera.....	57
Tabla 41. Análisis de varianza del fósforo total (P total) en la capa subsuperficial de suelo (5-15 cm) a los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera.....	57
Tabla 42. Prueba de comparaciones múltiples de valores promedio de fósforo total (P total) en la capa subsuperficial de suelo (5-15 cm) para los 6 y 9 años.....	59
Tabla 43. Resultados de las pruebas sobre muestras apareadas de las fracciones de Pil, Pol, Piml y Poml para la comparación entre el monte nativo y cada uno de los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera, en la capa superficial de suelo (0-5 cm), a los 6 años.....	60
Tabla 44. Resultados de las pruebas sobre muestras apareadas de las fracciones de Pca, Pres y Ptotal para la comparación entre el monte nativo y cada uno de los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera, en la capa superficial de suelo (0-5 cm), a los 6 años.....	62

Tabla 45. Resultados de las pruebas sobre muestras apareadas de las fracciones de Pil, Pol, Piml y Poml para la comparación entre el monte nativo y cada uno de los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera, en la capa subsuperficial de suelo (5-15 cm), a los 6 años.....	63
Tabla 46. Resultados de las pruebas sobre muestras apareadas de Pca, Pres y P total para la comparación entre el monte nativo y cada uno de los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera, en la capa subsuperficial de suelo (5-15 cm), a los 6 años.....	69
Tabla 47. Coeficientes de las ecuaciones de Langmuir y Freundlich. <i>k</i> y <i>b</i> de Langmuir, <i>a</i> y <i>1/n</i> de Freundlich, CBF, <i>S</i> e IRF para los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera y el monte nativo (MN), en la capa superficial (0-5 cm), a los 6 y 9 años.....	72
Tabla 48. Coeficientes de correlación de Pearson ($p < 0,01$ y $p < 0,05$; $n = 36$) entre las distintos coeficientes (<i>k</i> y <i>b</i> de Langmuir, <i>a</i> y <i>1/n</i> de Freundlich) e índices (<i>S</i> , IRF y CBF) de adsorción de fósforo a los 6 y 9 años, en la capa superficial del suelo (0-5 cm).....	73
Tabla 49. Coeficientes de correlación de Pearson ($p < 0,01$ y $p < 0,05$; $n = 16$) del carbono orgánico total (COT) con las fracciones de fósforo orgánico lábil (Pol) y moderadamente lábil (Poml) y con los coeficientes (<i>k</i> y <i>b</i> de Langmuir, <i>a</i> y <i>1/n</i> de Freundlich) e índices (<i>capacidad buffer fosfato</i> (CBF), <i>sortividad</i> (<i>S</i>) y <i>índice retención fosfatos</i> (IRF)) de adsorción de fósforo para los tratamientos, a los 6 y 9 años, en la capa superficial del suelo (0-5 cm).....	

ÍNDICE FIGURAS

	Pág.
Figura 1. Modelo conceptual de transformaciones de P en el suelo con sus componentes medibles (Tiessen <i>et al.</i> 1984).....	4
Figura 2. Formas de adsorción de P (Okajima 1983, Fixen y Grove 1990).....	8
Figura 3. Localización relativa del ensayo en la provincia de Misiones y de ésta en la República Argentina.....	17
Figura 4. Plano del ensayo de campo.....	19
Figura 5. Prueba de comparaciones múltiples de valores promedio de fósforo inorgánico lábil (Pil) en la capa superficial del suelo (0-5 cm a los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera.....	42
Figura 6. Prueba de comparaciones múltiples de valores promedio de fósforo inorgánico lábil (Pil) en la capa subsuperficial del suelo (5-15 cm) a los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera.....	44
Figura 7. Prueba de comparaciones múltiples de valores promedio de fósforo orgánico lábil (Pol) en la capa superficial del suelo (0-5 cm) a los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera.....	46
Figura 8. Prueba de comparaciones múltiples de los valores promedio de fósforo inorgánico moderadamente lábil (Piml) en la capa superficial del suelo (0-5 cm) a los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos sin residuos, plantación directa y capuera.....	50
Figura 9. Prueba de comparaciones múltiples de los valores promedio de fósforo inorgánico moderadamente lábil (Piml) en la capa subsuperficial del suelo (5-15 cm) a los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos sin residuos, plantación directa y capuera.....	51
Figura 10. Prueba de comparaciones múltiples de los valores promedio de fósforo orgánico moderadamente lábil (Poml) en la capa superficial del suelo (0-5 cm) a los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos sin residuos, plantación directa y capuera.....	53
Figura 11. Prueba de comparaciones múltiples de los valores promedio de fósforo orgánico moderadamente lábil (Poml) en la capa subsuperficial del suelo (5-15 cm) a los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos sin residuos, plantación directa y capuera.....	53
Figura 12. Prueba de comparaciones múltiples de los valores promedio de fósforo residual (Pres) en la capa subsuperficial del suelo (5-15 cm) a los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos sin residuos, plantación directa y capuera.....	56
Figura 13. Fracciones de fósforo expresadas como porcentaje del fósforo total, para cada uno de los tratamientos estudiados a nivel superficial.....	64
Figura 14. Valores de fósforo inorgánico lábil (Pil) y fósforo orgánico lábil (Pol) en porcentaje a) en la capa superficial (0-5 cm), b) en la capa subsuperficial (5-15 cm) del suelo, a los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos.....	66
Figura 15. Curvas de adsorción (isotermas) de fósforo correspondientes al monte nativo (MN) y a los tratamientos sin residuos (SR), quema, plantación directa (PD) y capuera (Cap), a los 6 años de aplicados los tratamientos a) curvas de Langmuir; b) curvas de Freundlich.....	67
Figura 16. Curvas de adsorción de fósforo (isotermas) correspondientes a los tratamientos sin residuos (SR), quema, plantación directa (PD) y capuera (Cap), a los 9 años de aplicados los tratamientos a) curvas de Langmuir; b) curvas de Freundlich.....	68

Figura 17. a) Relación fósforo orgánico lábil (Pol) y carbono orgánico total (COT) y b) relación fósforo orgánico moderadamente lábil (Poml) y carbono orgánico total (COT) en la capa superficial del suelo (0-5 cm), a los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera.....	73
Figura 18. Relación entre el carbono orgánico total (COT) y los coeficientes e índices de adsorción: a) energía de retención (k Langmuir), b) adsorción máxima (b Langmuir), c) capacidad relativa de adsorción (a Freundlich), d) afinidad (1/n), e) índice de sortividad (S), f) índice de retención de fosfatos (IRF) y g) capacidad buffer de fosfatos (CBF) para los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera, en la capa superficial del suelo (0-5 cm), a los 6 y 9 años de aplicados los mismos.....	75

ABREVIATURAS

Al: aluminio
C: carbono
CBF: capacidad buffer fosfato
Ca: calcio
CBF: capacidad buffer fosfato
CIC: capacidad intercambio catiónico
CO: carbono orgánico
COT: carbono orgánico total
DAP: diámetro a la altura del pecho
Fe: hierro
Ht: altura total
IRF: índice de retención de fosfatos
K: potasio
MDL: mecanismo de desarrollo limpio
Mg: magnesio
MN: monte nativo
MO: materia orgánica
Na: sodio
Nt: nitrógeno total
P: fósforo
Pd: fósforo disponible
Pe: fósforo extraíble
Pid: fósforo inorgánico disponible
Pi: fósforo inorgánico
Pi ca: fósforo inorgánico unido a calcio
Pil: fósforo inorgánico lábil
Piml: fósforo inorgánico moderadamente lábil
PPN: producción primaria neta
Po: fósforo orgánico
Poc: fósforo ocluido
Pol: fósforo orgánico lábil
Poml: fósforo orgánico moderadamente lábil
Pot: fósforo orgánico total
PPN: producción primaria neta
Pres: fósforo residual
Ptotal: fósforo total
S: sortividad
Suma Cat: suma cationes
% Sat Bases: % saturación de bases

Comportamiento de las formas de fósforo en un Ultisol con diferentes manejos de implantación forestal

RESUMEN

En sistemas forestales, la preparación del terreno antes de la implantación de un monte adquiere gran importancia debido al impacto de diferentes sistemas de manejo de residuos sobre el capital de nutrientes. El objetivo de éste trabajo fue estudiar la dinámica de las fracciones de P en una plantación de *Pinus taeda* (L) con diferentes sistemas de manejo de residuos de la cosecha anterior y evaluar el efecto de estas prácticas sobre la adsorción de P en un Ultisol de la provincia de Misiones. Para ello se realizó un ensayo con un diseño experimental de bloques completos al azar con los siguientes tratamientos: 1) *sin residuos*: extracción de residuos y mantillo y plantación con *Pinus taeda*; 2) *quema*: quema de residuos y rastra y plantación con *Pinus taeda*; 3) *plantación directa*: conservación de residuos de la cosecha y plantación con *Pinus taeda*; 4) *capuera*: conservación de residuos y desarrollo de la vegetación natural denominada capuera y 5) *monte nativo (MN)*. A los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos se muestreó a dos profundidades superficial (0-5 cm) y subsuperficial (5-15 cm), y se realizó el fraccionamiento secuencial de P de Hedley, las curvas de adsorción y el cálculo de los coeficientes e índices derivados de las mismas. También fueron evaluadas las variables químicas COT, Ca, Mg, Na, K, suma de cationes, CIC, porcentaje de saturación de bases, pH en agua y pH en ClK (1M). Como resultado se observó que la extracción total de residuos presentó el mayor impacto negativo sobre el P orgánico, lábil y moderadamente lábil en la capa superficial del suelo de 0 a 5 cm. Con respecto a la quema de residuos, después de transcurridos 9 años, no se presentó ningún efecto sobre las fracciones de P más disponibles del suelo. También se observó que ninguna de las distintas prácticas de manejo aplicadas produjo cambios en el contenido de P total. En relación al efecto de los distintos manejos sobre la capacidad de adsorción del P se observó que donde se eliminaron los residuos, ya sea por extracción manual o por quema, se presentó un mayor efecto de adsorción de este nutriente por parte del suelo. Cuando se estudió el cultivo de pino comparado con monte nativo, se observó que la implantación del bosque produjo una mayor adsorción de P en el suelo. De acuerdo a los resultados obtenidos es de esperar que, en el mediano plazo, el manejo con conservación superficial de los residuos conduzca a un aumento de los niveles de COT y de las formas orgánicas de P más disponibles y por otro lado, a una disminución de la sorción de P por parte del suelo. Por lo tanto, es recomendable la aplicación de dicha práctica para reducir la exportación de nutrientes y sostener los aportes de materia orgánica al suelo como mecanismo de protección y reserva de nutrientes.

Palabras clave: manejos implantación forestal, Ultisol, fracciones de fósforo, capacidad de adsorción de fósforo.

ABSTRACT

In woodland areas, the preparation of the site before forest establishment is very important because of the impact of different managements on nutrient budget. The aims of our work were to study the dynamics of phosphorus (P) fractions in a *Pinus taeda* plantation with different harvest residue managements and to evaluate the effect of these managements on P adsorption in an Ultisol from Misiones province, Argentina. The experimental design was in randomized complete blocks and the treatments applied were: 1) *without residues*: residues and forest floor extraction and *Pinus taeda* plantation; 2) *burning*: prescribed residues burning and soil dragging and *Pinus taeda* plantation; 3) *direct plantation*: harvest residues conservation and *Pinus taeda* plantation; 4) *secondary forest*: harvest residues conservation and growth of natural forest and 5) *native forest*. The soil samples were taken in the superficial and subsuperficial layers of the soil (0-5 cm and 5-15 cm) after 6 and 9 years of the treatment application. The different soil P inorganic and organic fractions were measured at the laboratory by the Hedley method and the P adsorption curves and their corresponding coefficients and indexes were obtained. Another soil chemical variables evaluated were TOC, Ca, Mg, Na, K, sum of cations, CIC, bases saturation percentage, water pH and CIK (1M) pH. The results showed that the practice with total extraction of residues presented the highest negative impact on the available and moderate available organic P in the topsoil (0-5 cm). After 9 years of the application of the treatments, the prescribed burning of residues did not present any effect on more available P fractions. In addition, we observed that none of the practices applied caused changes in the total P contents. In relation with the effect of the different managements on P adsorption capacity we observed that there was greater P adsorption when the residues were eliminated, manually or through burning. When we compared *Pinus* with native forest, we observed that *Pinus* plantation caused higher soil P adsorption rates. Taking these results into account, it is expected that, in the medium-term, the management with conservation of superficial residues leads to an increase in total organic carbon and more available organic P fractions and to a decrease in P adsorption in the soil. Therefore, the conservation of superficial residues is recommendable to reduce nutrient exportation and to maintain the contribution of soil organic matter. This practice is a mechanism of protection and nutrient stocks.

Key words: forest establishment managements, Ultisol, phosphorus fractions, phosphorus adsorption capacity.

INTRODUCCIÓN

1. PRESENTACIÓN DEL PROBLEMA

Los suelos rojos altamente desarrollados de Misiones constituyen una de las zonas forestales más importantes del país y son estos suelos los que presentan al fósforo (P) como un factor crítico limitante, debido a su baja disponibilidad y a la alta capacidad de adsorción del mismo. Según varios investigadores (Vázquez y Galmarini 1985, Pettri y Acuña 1993, Pettri *et al.* 1996, Vázquez y Morales 2000) el P disponible (Bray y Kurtz I) en estos suelos, presentó valores menores a 4 mg kg^{-1} . Por su parte, según un trabajo realizado por Vazquez y Morales (2000) quienes evaluaron la adsorción de P por suelos ácidos de Misiones, observaron que la mayoría de los suelos estudiados presentaron adsorción de P alta y muy alta, con valores de capacidad relativa de adsorción de P (a de Freundlich) entre 230 y 782 mg P kg^{-1} .

El manejo silvícola con fines de producción de madera implica una alta movilidad de los nutrientes y su salida del sistema con las cosechas. La superficie forestada en nuestro país crece (SAGPyA 2001) y muchos de los sitios están soportando la segunda rotación, habiéndose plantado los mismos sin aplicación de fertilizantes y utilizando material genético de alto valor. El empleo de materiales genéticamente mejores conduce al acortamiento del ciclo de rotación, con lo cuál hay una mayor extracción de nutrientes en un plazo más corto. Esto se genera porque se extraen árboles más jóvenes, con mayor concentración de nutrientes en los compartimentos de menor tamaño y con una mayor proporción de estos en la biomasa, tal como lo muestra la mayor relación copa/fuste. Las pérdidas de nutrientes dependerán así de la duración del ciclo de rotación, del tipo de cosecha y tratamiento de los residuos.

Los pinos se adaptan a suelos poco fértiles, porque requieren menores cantidades de nutrientes respecto de otras plantas (Jorgensen y Wells 1986). Sin embargo, en un estudio realizado por Goya *et al.* (2003) indican que las estimaciones de exportación de nutrientes por cosecha generan valores de índice de estabilidad de plantaciones que predicen que la disponibilidad de P manifestaría déficit luego de 1,2 rotaciones.

Asimismo, el P junto con el potasio (K) fueron identificados como de baja estabilidad nutritiva en los suelos rojos profundos de Misiones y NE de Corrientes (Fernández *et al.* 1999a, Pahr *et al.* 2000). A estos estudios se le suma un indicador como la respuesta a la fertilización con P. Si bien una respuesta de crecimiento positiva ante el agregado de este nutriente no siempre indica carencia de dicho elemento en el suelo, ello fue detectado para esta región en las principales especies forestales como *Eucaliptus grandis* (Lupi *et al.* 2000), *Paulownia spp.* (Fernández *et al.* 1997), *Pinus spp.* (Fernández *et al.* 1999b), *Pinus taeda* (Fernández *et al.* 2000c, Aparicio *et al.* 1999) y *Araucaria angustifolia* (Martiarena *et al.* 2002a y Martiarena *et al.* 2002b).

A partir de estos conceptos se manifiesta la importancia de identificar técnicas de manejo, que propendan a mantener el nivel de nutrientes adecuado, cualquiera sea el cultivo, y ello incluye poner énfasis en la minimización de pérdidas.

Por lo tanto, es necesario evaluar y analizar este factor crítico que constituye el P, que de no ser manejado adecuadamente podría poner en riesgo el mantenimiento de la capacidad productiva del sistema y la conservación de su integridad y funciones ecológicas.

En nuestro país los trabajos existentes relacionados con la evaluación del ciclo del P han sido realizados mayoritariamente en sistemas agrícolas, evidenciándose una carencia importante en la evaluación de las fracciones de P del suelo en sistemas forestales, lo cual constituye una limitación para el conocimiento del ciclo de este nutriente en estos sistemas productivos. Las investigaciones realizadas se han concentrado mayormente en el estudio del P disponible (Lopez Camelo *et al.* 1996, Giuffré *et al.* 1996, Giuffré *et al.* 2001, Giuffré *et al.* 2002) y el fraccionamiento de este elemento ha sido orientado a la caracterización de los distintos tipos de suelos rojos (Fernández López *et al.* 2002).

Por otro lado, la característica distintiva de estos suelos relacionada a su alta capacidad de adsorción de P, hace que la posibilidad de modificar en alguna medida dicho mecanismo resulte de sumo interés.

El entendimiento de los mecanismos que causan alteraciones en la calidad edáfica de un determinado lugar es imprescindible, ya que provee la información necesaria para predecir y prevenir la declinación del estado del mismo.

2. ANTECEDENTES

2.1. Importancia de la actividad forestal

La actividad forestal tiene gran importancia no solo desde el punto de vista económico, sino también por la magnitud de su impacto ambiental.

La demanda de madera a nivel mundial es creciente. En los últimos 50 años se triplicó el consumo de este producto en el mundo, y hoy la facturación de productos forestales es superior a la suma del comercio global de los productos agrícolas y ganaderos juntos (Rudi 2003).

Argentina es un país con un alto potencial para la forestación en virtud de una geografía que se extiende de norte a sur por más de 4000 km y que permite la implantación de diferentes especies. Los distintos tipos de climas y suelos permiten lograr forestaciones con un ritmo de crecimiento que se sitúa entre los más altos del mundo, duplicando ó triplicando el de los países tradicionalmente forestales (AACREA 2004). El escenario en el cual se desarrolla la actividad forestal en nuestro país, en particular la relacionada a los bosques implantados, se caracteriza desde principios de la década del 90 por un marcado dinamismo y crecimiento.

Según datos del inventario forestal nacional, la República Argentina posee 642.395 has de bosques de cultivo, de las cuáles el 30,5% se halla en la provincia de Misiones (SAGPyA 2001), ocupando el género *Pinus* en esta provincia el 92% del total plantado. *Pinus taeda* es la especie de mayor importancia forestal en la provincia y el país, de aquí el interés en profundizar el conocimiento biológico, ecológico y silvicultural local en especies de este género.

Por otro lado, las grandes masas forestales, especialmente los bosques cultivados, constituyen una de las opciones más eficientes para el secuestro de carbono que puede mitigar el calentamiento global. El Protocolo de Kyoto de 1997 definió diferentes mecanismos de reducción de emisiones que deberán aplicarse en un primer período de compromiso (2008 a 2012) y cuyos resultados servirán para reforzar acciones en ese sentido en períodos sucesivos. Entre estos mecanismos figura el llamado mecanismo de desarrollo limpio (MDL) que habilita a países con obligaciones de reducción de emisión de gases efecto invernadero (la Comunidad Europea y los 38 países firmantes del Anexo B del Protocolo de Kyoto) a compensar sus emisiones actuales con proyectos de reducción (o captación de carbono atmosférico) en países firmantes del Protocolo sin obligación (países No

Anexo B), entre los que se encuentra la Argentina. Por el momento, la única práctica agronómica que tiene en cuenta el MDL es la forestación.

La contribución a la mitigación del cambio climático por parte de los bosques y en particular las especies de rápido crecimiento como las salicáceas, pinos y eucaliptos, es reconocida por un lado, por su habilidad de tomar CO₂ de la atmósfera a través de la fotosíntesis y por otro lado, por su gran capacidad de almacenar el carbono (C) (Bolin *et al.* 2000) en los distintos componentes del sistema incrementando el C en la biomasa y reponiendo el C del suelo. Cada árbol en crecimiento es un factor de control de las emisiones de C como un reservorio que aumenta su capacidad de almacenaje a través del tiempo, hasta que alcanza un estado estable en etapas sucesionales avanzadas (Gucinski *et al.* 1995). Según Luke (1990) las coníferas en el proceso de crecimiento capturan en promedio 1,5 ton CO₂ t⁻¹ de madera.

Por otra parte, es importante que la actividad forestal sea desarrollada bajo los lineamientos de una silvicultura sostenible; es decir, conservando o mejorando la capacidad productiva de los suelos y cumpliendo con la demanda social referida al manejo prudente de los recursos naturales. Ambos objetivos deben integrarse y sustentar el mantenimiento o incremento de la productividad de las plantaciones en las sucesivas rotaciones. De esta manera, la sustentabilidad de la producción forestal se basa en gran medida en la elección de las técnicas de manejo apropiadas, teniendo en cuenta el balance adecuado de los ciclos de nutrientes y el control de la erosión, así como también una buena conservación del agua en el perfil del suelo.

2.2. Sistemas de manejo de residuos forestales

Dentro de las prácticas de manejo en sistemas forestales, la preparación del terreno antes de la implantación de un monte adquiere gran importancia debido al manejo que se realiza de los residuos de la cosecha anterior, como por ejemplo extracción total de residuos, quema de residuos y laboreo, laboreo sin quema de residuos, conservación de residuos, etc. Estos distintos manejos tienen un gran efecto sobre la productividad y la estabilidad de las rotaciones futuras. Goya *et al.* (2003) estudiaron el impacto de diferentes sistemas de manejo de residuos forestales sobre el capital de nutrientes y concluyeron que la elección del tipo de aprovechamiento y las prácticas culturales posteriores (conservación de residuos, extracción de la biomasa y el mantillo, quema de los residuos) resultan de gran importancia para la estabilidad en el corto plazo de las rotaciones futuras de *Pinus taeda* (L). Según estos autores, de no aplicar medidas adecuadas para conservar los nutrientes, es previsible una próxima necesidad de fertilización para sostener los elevados rendimientos y demanda de nutrientes, con consecuencias en la rentabilidad económica. Flinn *et al.* (1980) y Fernández *et al.* (2000a) demostraron que las prácticas de postcosecha de apilado en escolleras y quema de residuos causan pérdida de materia orgánica (MO) y de nutrientes. Por su parte, Carter y Foster (2004) manifestaron que cuando se produce la quema de residuos existe la posibilidad de que los nutrientes perdidos durante la misma resulten en una reducción de la producción primaria neta (PPN) y de la producción de madera de la rotación posterior. Por otro lado, técnicas como la conservación de los residuos pueden resultar una alternativa para mantener el capital de nutrientes y sostener o aumentar el crecimiento de las plantaciones (Jones *et al.* 1999). De esta manera, Entry *et al.* (1987) recomendaron mantener la mayor cantidad de MO posible, luego de la tala, en suelos donde puede haber una limitación nutricional.

En la provincia de Misiones, una de las principales zonas forestales del país, los bosques implantados son sometidos a manejos intensivos y es común el uso del fuego para reducir los residuos remanentes de la cosecha. Los suelos de esta provincia pertenecientes a los órdenes Oxisoles, Ultisoles y Alfisoles se caracterizan por su baja disponibilidad natural de P, lo que constituye una importante limitación para cualquier tipo de producción (Fernández Lopez *et al.* 2002). Según Goya *et al.* (2003), este nutriente constituye uno de los elementos críticos particularmente sensible a las diferencias en el manejo. Dado que el suelo es el principal reservorio de este elemento, es importante conocer el impacto de las distintas prácticas silviculturales sobre la dinámica del mismo para predecir su comportamiento y su variación a través del tiempo.

2.3. Fósforo del suelo

El ciclo del P en el suelo es dinámico y complejo, involucra la acumulación del elemento en la biomasa microbiana, MO y formas inorgánicas. El P en el suelo puede ser particionado en compartimentos que varían en su disponibilidad para las plantas y microorganismos. Una fracción pequeña se encuentra en forma soluble, la cual está en equilibrio con la fracción lábil que comprende el P orgánico fácilmente mineralizable y los fosfatos débilmente adsorbidos a las arcillas coloidales (Picone y Zamuner 2002). La mayor parte está en formas insolubles o fijadas, principalmente como minerales primarios fosfatados, humus, fosfatos insolubles de calcio (Ca), hierro (Fe) y aluminio (Al), y fosfatos fijados por los óxidos y minerales silicatados (Thompson y Troeh 1988).

Las transformaciones del P entre formas orgánicas e inorgánicas se producen por reacciones físicoquímicas y biológicas. Estas transformaciones pueden ser rápidas o lentas según se produzcan en el corto o largo plazo, respectivamente (Figura 1).

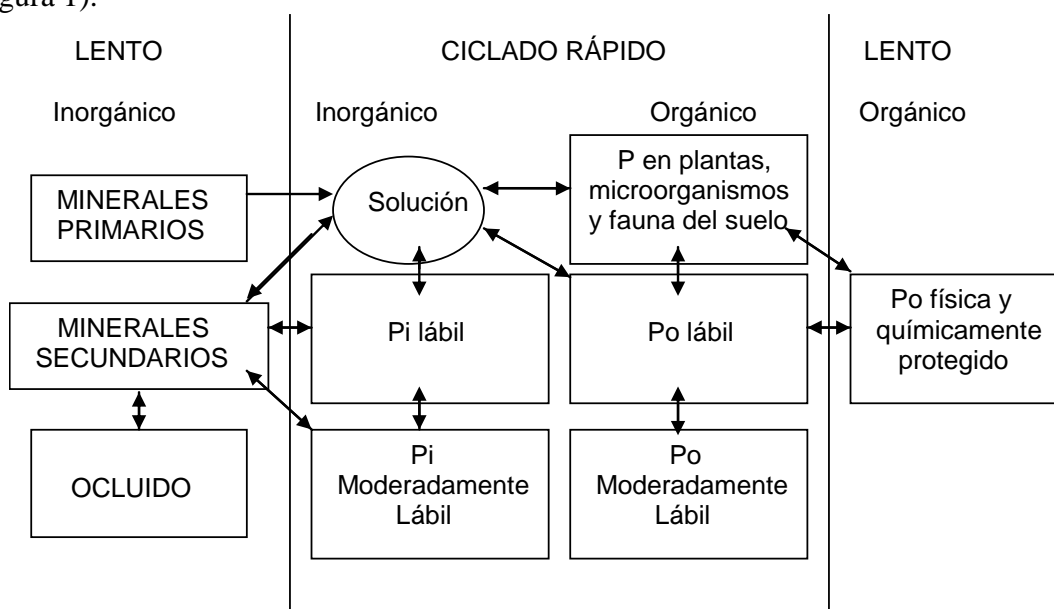


Figura 1. Modelo conceptual de transformaciones de P en el suelo con sus componentes medibles (Tiessen *et al.* 1984).

Las plantas absorben el P casi exclusivamente en la forma inorgánica presente en la solución del suelo, principalmente por difusión bajo la forma de iones ortofosfato, especialmente ortofosfato diácido (H_2PO_4^-) y en menor proporción

como ortofosfato monoácido (HPO_4^{2-}). El predominio de una u otra de estas formas depende, en gran parte, del pH. La concentración del ion H_2PO_4^- aumenta entre los valores de pH 2,5 y 7; en tanto que la del ión HPO_4^{2-} se incrementa con pH elevado, ya que deviene como ión dominante en la solución cuando el pH es superior a 7,2 (Thompson y Troeh 1988).

El P agotado en la solución debe ser repuesto constantemente a partir de formas fácilmente extraíbles, tanto orgánicas como inorgánicas. El flujo entre los diferentes reservorios está regulado, en ausencia de fertilización, por la absorción de iones fosfato por las plantas, entre otros (Cole *et al.* 1977).

Los métodos estándares de medición de P extraíble sirven para establecer un índice del P disponible para las plantas, sin embargo ignoran las fracciones de P inorgánicas y orgánicas menos disponibles (Kamprath y Watson 1980). Estas metodologías han resultado ser insatisfactorias para realizar diagnósticos de fertilidad fosforada en suelos ácidos (Beck y Sánchez 1994), debido a que en este tipo de suelos, por la gran capacidad de adsorción de P que poseen y por la alta tasa de mineralización que existe, la reserva de P potencialmente disponible la constituyen otras fracciones menos disponibles. Esto podría explicar las grandes dificultades encontradas en las recomendaciones de fertilidad fosforada en suelos tropicales y subtropicales (Tiessen *et al.* 1984).

2.4. Fraccionamiento de fósforo

La metodología secuencial de Hedley *et al.* (1982) es un método de fraccionamiento que remueve progresivamente el P del suelo en cada extracción sucesiva, desde las fracciones más lábiles hasta las menos disponibles para las plantas. Este método de fraccionamiento utiliza diferentes extractantes. De esta manera, el bicarbonato de sodio (NaHCO_3) a pH 8,5 extrae las fracciones de P inorgánico (Pi) y orgánico (Po) que constituyen los reservorios lábiles y fácilmente asimilables para las plantas. Las formas inorgánicas de P extraídas con hidróxido de sodio (NaOH) son las moderadamente lábiles. El Pi moderadamente lábil (Piml) se refiere al P quimioadsorbido sobre los óxidos de Fe y Al, y el Poml es el que está unido a los ácidos húmicos. Los fosfatos de Ca son principalmente extraídos con ácido clorhídrico (HCl) y el P residual puede contener tanto Pi como Po que son muy resistentes a la descomposición.

Esta metodología fue diseñada como una alternativa superadora de aquellas que sólo determinan el P disponible, brindando información acerca de la cantidad y disponibilidad de las fracciones inorgánicas y orgánicas de P. En consecuencia, la misma resulta una mejor herramienta para entender la dinámica de este nutriente en el suelo. Asimismo, este método ha demostrado ser adecuado para evaluar las transformaciones de las fracciones de P en el corto, mediano y largo plazo. Ejemplo de esto son trabajos de varios investigadores de todo el mundo que han utilizado esta técnica, la cual resulta apropiada para reflejar cambios en dichas fracciones causados por el agregado de fertilizantes (Beck y Sánchez 1994, Linquist *et al.* 1997, Zubillaga y Giuffré 1998, Fernández López *et al.* 2003), por aplicación de distintas prácticas culturales y diferentes usos del suelo (Hedley *et al.* 1982, Vázquez *et al.* 2001).

Para la zona de nuestro país correspondiente a los suelos altamente desarrollados, las fracciones del P fueron un aspecto analizado con cierta intensidad pero orientado a caracterizar las fracciones en función al tipo de suelo. Vázquez y Galmarini (1985) encontraron dentro del Pi una predominancia del P ocluido (Poc) seguido por el P unido a Fe y Al, en este tipo de suelos. En coincidencia, Boschetti

(2001) citado por Picone y Zamuner (2002) indica que en suelos Oxisoles y Ultisoles de nuestro país una gran parte del P se encuentra bajo formas orgánicas e inorgánicas estables y ocluidas. Asimismo, Fernández López *et al.* (2002) trabajando con suelos rojos del sur de la provincia de Misiones observaron que el Pi residual fue la fracción más predominante.

Con respecto a las fracciones más lábiles, Boschetti *et al.* 2003 observaron que la cantidad de P que está disponible para las plantas es una mínima porción del total, siendo menor al 10 % en suelos altamente desarrollados. En tanto que, Fernández López *et al.* (2002) trabajando con suelos Ultisoles de la provincia de Misiones analizaron las fracciones lábiles y hallaron que la concentración del Pi lábil (Pil) o disponible fue de 8 mg kg⁻¹ y la de Pol de 28 mg kg⁻¹, correspondientes al 1% y 3,5% del P total, respectivamente.

2.4.1. Fósforo orgánico lábil

Para suelos altamente desarrollados con baja disponibilidad de P como los estudiados en este caso, entre todas las fracciones de P existentes, el P orgánico lábil (Pol) constituye una de las fracciones a ser destacada debido a que la mineralización de la fracción orgánica lábil es de suma importancia en el reciclado de este elemento ya que libera Pi a la solución contribuyendo a mantener un nivel adecuado de P disponible para las plantas (Hedley *et al.* 1982, Tiessen *et al.* 1984). Algunos investigadores (Stewart y Sharpley 1987) encontraron que la cantidad de P mineralizado en suelos de regiones templadas puede alcanzar valores entre 5 a 20 kg P ha⁻¹ año⁻¹, mientras que en suelos tropicales puede variar desde 67 a 157 kg P ha⁻¹ año⁻¹. A su vez, estos autores manifestaron que el Pol puede llegar a constituir en promedio más de la mitad del P lábil total en este tipo de suelos. Esto remarca la importancia que tiene la fracción orgánica del P como fuente de P disponible para las plantas.

Por otro lado, de manifestarse cambios sensibles del Pol debido a prácticas de manejo, esta fracción podría ser un parámetro potencialmente utilizable como indicador de calidad de suelo ya que además es de fácil medición. Asimismo, el análisis de esta fracción podría ser utilizada como una determinación complementaria a la de Pi extraíble en los test de suelo para estimar el P disponible.

2.5. Adsorción de fósforo

Además de la baja disponibilidad de P, otra de las características comunes en estos suelos altamente desarrollados de Misiones es la gran afinidad y capacidad de adsorción de la fracción mineral hacia este elemento.

La adsorción en el suelo ocurre en la interfase sólido-líquido y se refiere a la concentración de materiales sobre la superficie coloidal de los constituyentes del suelo, tales como las arcillas silicatadas, MO y óxidos e hidróxidos de Fe y Al.

En nuestro país Pettri y Acuña (1993), Pettri *et al.* (1996), Boschetti *et al.* (1998) y Quintero *et al.* (1999) al trabajar en suelos desarrollados (Oxisoles, Ultisoles, Alfisoles) demostraron que la baja disponibilidad de P y la gran capacidad de adsorción que presenta la fracción mineral de estos suelos están relacionadas con el porcentaje de arcilla y óxidos libres. Con posterioridad, Vazquez y Morales (2000) cuantificaron la adsorción de P de estos órdenes sometidos a diferentes manejos, indicando valores entre 174 a 725 mg P kg⁻¹ de suelo.

2.5.1. Tipos de carga superficial

La superficie de los materiales coloidales inorgánicos y orgánicos del suelo está eléctricamente cargada. Los minerales pueden ser separados en dos grupos generales con respecto al origen de sus cargas superficiales: carga permanente y carga variable o dependiente del pH.

La carga permanente neta negativa es el exceso de cargas negativas producidas por desbalance de cargas al sustituirse los cationes que están en la estructura cristalina de las arcillas. Se genera por sustituciones isomórficas y defectos dentro del sólido y es negativa en las arcillas 2:1.

La carga variable se genera por ionización de los grupos funcionales superficiales y reacciona con la solución edáfica. Este fenómeno es gobernado por la actividad de H^+ y OH^- en solución. Un medio ácido causará un exceso de H^+ que serán adsorbidos, mientras que un medio alcalino resultará en la adsorción del exceso de OH^- .

2.5.2. Tipos de adsorción

Cabe distinguir tres tipos de adsorción según que la atracción entre el soluto y el adsorbente sea 1) de tipo eléctrico, 2) de Van der Waals o 3) de naturaleza química.

1) La adsorción del primer tipo, también denominada no específica, es un proceso mediante el cual los iones se concentran en la superficie del sólido como resultado de la atracción electrostática entre las superficies cargadas de las arcillas y los iones de signo contrario (iones hidratados). El resultado es la formación de complejos de esfera externa entre los grupos funcionales de superficie y los iones hidratados (cationes o aniones). Estas fuerzas dan lugar a los procesos de intercambio iónico (catiónico o aniónico) que implica el desplazamiento del ion hidratado retenido en la superficie sólida por otro de la solución del suelo.

2) La adsorción que tiene lugar debido a las fuerzas de Van der Waals se llama generalmente adsorción física y se debe a la acción de fuerzas intermoleculares de atracción, aditivas y relativamente débiles comparadas con los enlaces químicos. Solo son efectivas a muy cortas distancias. La molécula adsorbida no está fija en un lugar específico de la superficie, sino más bien está libre de trasladarse dentro de la interfase. Los ácidos húmicos pueden ser adsorbidos en la caolinita vía este mecanismo.

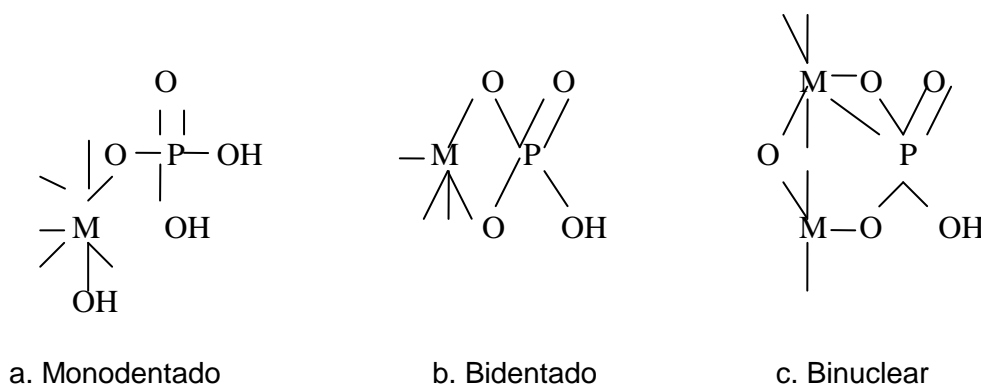
3) Si el adsorbato sufre una interacción química con el adsorbente, el fenómeno se llama adsorción química o quimioadsorción. Mediante reacciones químicas se da lugar a la formación de enlaces covalentes o intermedios entre covalente e iónico lo que permite que las uniones sean muy fuertes y difícilmente reversibles. Se trata de reacciones específicas que da lugar a la formación de complejos de esfera interna (ion sin hidratar). Las energías de adsorción son elevadas, del orden de las de un enlace químico, debido a que el adsorbato forma enlaces fuertes localizados en los centros activos del adsorbente (Sparks 1995).

Según Barrow (2008) esta reacción inicial de adsorción superficial de iones puede ser seguida por una penetración difusiva dentro del material. Este proceso completo es denominado sorción.

2.5.3. Intercambio de ligandos

El mecanismo de intercambio de ligandos se da cuando el ion $PO_4H_2^-$ reemplaza a grupos H_2O^+ y/o OH^- unidos al Al o Fe de los óxidos. Se han

determinado distintas formas de adsorción de P: monodentado (una unión Al-O o Fe-O), bidentado, binuclear (dos uniones Fe-O o Al-O), siendo las dos últimas formas menos reversibles (Figura 2).



M: Metal: aluminio, hierro.

Figura 2. Formas de adsorción de P (Okajima 1983, Fixen y Grove 1990).

2.5.4. Modelos de adsorción

Para explicar el comportamiento de los coloides del suelo y la solución con respecto a la adsorción de iones se establecieron distintos modelos de adsorción (Atkins y De Paula 2006). El primer modelo, de la doble capa eléctrica se atribuye a Helmholtz en 1879. Este investigador trató la doble capa eléctrica desde un punto de vista matemático como un condensador, basado en un modelo físico en el que una capa de iones es adsorbida a la superficie de los coloides. Más tarde Gouy y Chapman (entre los años 1910 y 1913) aportaron una serie de modificaciones al introducir un modelo difuso de doble capa eléctrica, ligado a la agitación térmica. En este modelo el potencial superficial disminuye exponencialmente debido a la adsorción de los contraiones (iones positivos) que forman una capa difusa. Actualmente se utiliza el modelo de Stern (Bowden *et al.* 1980), en el cual se combina la capa adsorbida de Helmholtz con la doble capa difusa de Gouy-Chapman.

El modelo de la triple capa (Davis y Leckie 1978) difiere del de la doble capa en que los iones cercanos a la superficie se ubican en tres planos distintos: un plano con H^+ y OH^- , otro con electrolitos y el último donde se adsorbe el fosfato.

2.5.5. Causas de la adsorción de fósforo

Existen un número de razones por las cuales se observan diferencias en la adsorción de P, entre las cuales pueden mencionarse:

- diferencias en la reactividad de las superficies: se refiere a la cantidad de P adsorbido por unidad de área superficial a una concentración dada de P en solución. La reactividad depende de la densidad de sedes de adsorción y del tipo del grupo funcional;
- diferencias en superficie específica: suelos que contienen minerales con alta reactividad superficial pueden mostrar una amplia variación en su capacidad de adsorber P. Las diferencias pueden ser atribuidas al grado de subdivisión de las partículas y/o al número de partículas reactivas (área superficial por gramo de suelo);

- diferencias en la capacidad de ocluir P: los minerales amorfos en su estado completamente hidratado pueden fluir y coalescer, comportándose como líquidos, lo cual puede causar que las superficies sean enterradas y otras nuevas formadas. Una superficie con P adsorbido puede coalescer con otra superficie y este ión fosfato que fue alguna vez adsorbido es entonces ocluido. De esta manera nuevas superficies de alta reactividad pueden ser expuestas generando mayor adsorción de P de la solución. Suelos con óxidos e hidróxidos de Fe y Al amorfos adsorben grandes cantidades de P;
- presencia de especies competitivas: algunos iones orgánicos e inorgánicos distintos a los fosfatos son adsorbidos por óxidos e hidróxidos. Los fosfatos parecen ser los más competitivos al menos entre las especies inorgánicas, pero la presencia de otras especies aniónicas puede reducir la capacidad de adsorción de P. La MO puede influir favoreciendo la adsorción de P sobre los grupos con carga positiva, o quelar metales como Fe y Al, y por otra parte puede existir una competencia entre el P y la MO por los sitios específicos de adsorción (Heredia 1997, Dao 2007).

2.5.6. Curvas e índices de adsorción

Para cuantificar la relación entre el P en la solución y aquel retenido en el suelo se recurre comúnmente a las “curvas de adsorción” que se obtienen añadiendo al suelo soluciones de concentraciones conocidas de ión fosfato, agitando a temperatura constante durante un período determinado de tiempo y midiendo finalmente la concentración de P remanente en la solución. Luego se calcula por diferencia entre el P agregado y el remanente, la cantidad de P adsorbida en el suelo. Estas mediciones se realizan en condiciones estandarizadas de trabajo puesto que, además de las características del suelo, existen otros factores que alteran la relación entre el P en las fases sólida y líquida del suelo. Algunos de esos factores son: la temperatura y el período de contacto entre el fosfato y el suelo, la relación solución: suelo, el método de agitado, la identidad y concentración del electrolito utilizado para agitar el sistema e incorporaciones previas de P al suelo (Barrow y Shaw 1975).

Estas curvas de adsorción son ajustadas a ecuaciones matemáticas, las más utilizadas para describir la relación entre el ión fosfato en solución y adsorbido han sido las de Freundlich y Langmuir (Russell y Prescott 1916, Olsen y Watanabe 1957, Hayward y Trapnell 1964).

La ventaja del uso de la curva de adsorción de Langmuir radica en la posibilidad de calcular la capacidad máxima de adsorción de P (b de Langmuir) y una constante relacionada con la energía de adsorción de P (k de Langmuir); mientras que la de Freundlich, aunque describe adecuadamente el fenómeno de adsorción, incluye constantes de difícil interpretación debido a que no tienen significado físico ya que esta curva de adsorción es puramente empírica (Larsen 1967).

Asimismo, se presentan diferencias en las consideraciones que cotempla cada modelo. Para Langmuir la energía de adsorción es constante, lo que implica la uniformidad de los sitios de adsorción y que no existe interacción entre las moléculas adsorbidas; la adsorción se realiza en lugares específicos sin movimiento de las moléculas en el plano de la superficie; la máxima adsorción posible corresponde a una capa completa monomolecular (monocapa) sobre la superficie adsorbente. En tanto que, Freundlich considera que la afinidad por la adsorción disminuye a medida que la cantidad adsorbida aumenta y que esto ocurre

porque la adsorción específica de aniones aumenta la carga negativa en la superficie adsorbente; y que la adsorción ocurre con la formación de varias capas (multicapa).

Existen una serie de razones que han llevado a utilizar las curvas de adsorción en la ciencia del suelo. Estas van desde el empleo de los coeficientes de las ecuaciones para caracterizar algunas propiedades de adsorción del suelo (Olsen y Watanabe 1957, Barrow 1975, Holford 1979, entre otros), hasta la utilización de estas curvas para diagnosticar requerimientos de fertilizantes de los suelos para producir máximos rendimientos (Ozanne y Shaw 1967, Fox y Kamprath 1970, Mendoza 1980, Quintero *et al.* 2003).

Se han utilizado muchos parámetros y coeficientes derivados a partir de las ecuaciones de adsorción como caracterizadores de la reacción entre el P y el suelo, sin embargo los más comúnmente utilizados han sido los asociados con la capacidad buffer de fosfato del suelo (CBF) (Beckett y White 1964, Barrow 1967, Mead 1981). La CBF es importante en la nutrición de las plantas. Un suelo de alta CBF tendrá mayor capacidad de adsorber fosfatos, esto significa que gran parte del P incorporado será adsorbido por la fase sólida del suelo, lo que disminuirá la cantidad disponible en la solución de la cual se nutre principalmente el vegetal.

El número de análisis requeridos para obtener una curva de adsorción y a partir de ella calcular la CBF impidió su difusión como complemento de métodos rutinarios, pero la utilización de índices puntuales de medición de adsorción propuestos por Bolland *et al.* (1994) e Indiaty *et al.* (1995) han resultado satisfactorios ya que la obtención de los mismos presenta la ventaja de ser rápida y económica.

El índice de retención de fosfatos (IRF) es la cantidad de P adsorbido por gramo de suelo en relación al P remanente en la solución de equilibrio, con un solo valor de P agregado al suelo ($0,2 \text{ mg P g}^{-1} \text{ suelo}$), es adimensional. El mismo ha sido utilizado en distintos suelos para diagnosticar dosis de fertilización de forma sencilla (Bolland *et al.* 1996). El IRF es uno de los índices que proporciona mayor información acerca de la dinámica del P en el suelo, puesto que relaciona el P adsorbido por el suelo (capacidad) con el P en la solución (intensidad).

La ecuación de Langmuir también puede ser usada para proveer una característica de adsorción simple, la sortividad (S). Este parámetro, el cual es la máxima pendiente de la curva de adsorción cuando la concentración de la solución tiende a cero, es un excelente índice de la inmovilidad potencial o indisponibilidad del fosfato lábil en el suelo (Holford 1979). El mismo expresa que a mayor sortividad (S) menor es la disponibilidad de P lábil.

2.6. Impacto del manejo sobre las fracciones de fósforo

A nivel mundial existen trabajos que evalúan el impacto de las diferentes prácticas de manejo de residuos forestales sobre el P del suelo. Sin embargo, la mayoría de los mismos estudian solamente el efecto de estas prácticas sobre el P inorgánico disponible (Pd).

De esta manera, Parfitt *et al.* (1998) evaluaron el Pd a los 2 años de la cosecha de un monte de *Pinus radiata* de 25 años de edad e indicaron que el Pd, P-Bray y P-Olsen, fue significativamente mayor en las áreas con residuos acumulados respecto de la plantación testigo sin talar. En tanto que, en un estudio realizado por Guzmán *et al.* (2001) en un monte cultivado con la misma especie en suelos franco arenosos de España, se observó que la cosecha del árbol entero comparado con el raleo condujo a grandes pérdidas de P y que la exportación del mismo fue mucho mayor

que el monto disponible de este elemento en la capa superior del suelo mineral. En tanto, Yanai (1998) observó que la cosecha completa del árbol removió 3 veces más biomasa y 5 veces más P que la extracción de solamente el fuste, sugiriendo que la intensidad de remoción en la cosecha puede afectar las tasas y mecanismos de provisión de P para la vegetación subsiguiente. Sin embargo, un estudio a largo plazo sobre Ultisoles realizado por Johnson y Todd (1998) en Tennessee EEUU, indicó que la cosecha de solo el fuste comparado con la extracción del árbol entero no causó cambios en el stock de P disponible del sitio.

Según los resultados de los trabajos precedentemente mencionados, a excepción del realizado en Ultisoles de Tennessee EEUU, el aporte diferencial de residuos produjo efectos sobre el P disponible del suelo.

Asimismo, algunos autores (Madeira *et al.* 1989, Hopmans *et al.* 1993, Spangenberg *et al.* 1996) indican que la extracción repetida de residuos en plantaciones con cortas rotaciones puede reducir la habilidad del sistema de restablecer los nutrientes extraídos durante la explotación forestal.

Otra de las prácticas frecuentemente utilizada en el manejo de residuos es la quema de los mismos. Este manejo puede generar importantes pérdidas de nutrientes a la atmósfera, inclusive del elemento P a pesar de ser uno de los nutrientes menos volátiles. En Brasil se estimó una pérdida de 33% del P (11 kg de P ha⁻¹) contenido en las hojas y ramas de una savana (Gonçalves *et al.* 1997) y se citan pérdidas de hasta el 50% del P contenido en los residuos de Eucalyptus por efecto del fuego (Raison 1979).

Analizando los resultados del efecto de la quema en distintos trabajos realizados por otros autores (Khana y Raison 1986, Deban y Klopatek 1988, Kutiel y Shaviv 1989, Kutiel y Shaviv 1992, Romanayá *et al.* 1994, Dockersmith *et al.* 1999, García Montiel *et al.* 2000, Giardina y Rhoades 2001, Lawrence y Schlesinger 2001) se observó que, todos ellos coinciden en que inmediatamente después de la quema se produce un aumento del Pil o P disponible debido a un proceso de liberación de P en formas inorgánicas por combustión del piso forestal, residuos del bosque y MO en el horizonte superficial del suelo mineral durante la quema, así como también por transformaciones del P mineral. Sin embargo en el mediano plazo, en suelos con alto contenido de sesquióxidos, se produce una disminución del Pil atribuido a su transformación en formas menos disponibles debido a la adsorción del mismo a la fracción mineral del suelo. Con respecto a las fracciones de Po, observaron que el Pol se incrementó inmediatamente después de la quema, el aumento de esta fracción estaría relacionado con la liberación de compuestos orgánicos simples y la muerte de microorganismos durante el calentamiento, en tanto que el Poml disminuyó debido a la combustión del Po más estable.

Khana y Raison (1986) estudiaron, en una plantación de *Eucalyptus pauciflora* sobre suelos con alto contenido de sesquióxidos de Australia, los cambios de P en la solución del suelo en un sitio sin quema, con quemas leves a moderadas (representativas de una quema prescripta) y con quemas intensas. Los sitios con quema presentaron muy baja concentración de P disponible (Pd) y no hubo cambios con la intensidad de la misma. El efecto fue explicado en este caso por la rápida adsorción del P mineralizado por el calentamiento debido a los altos contenidos de sesquióxidos del suelo.

Deban y Klopatek (1988) observaron un aumento del Pil 45 días después de realizada la quema y atribuyeron este aumento a la liberación de P en la ceniza de los residuos. En tanto Lawrence y Schlesinger (2001), demostraron que ciclos repetidos de corte y quema en Ultisoles de Indonesia, incrementaron el tamaño de

las fracciones de P lábil en los 30 cm superficiales del suelo, desde aproximadamente 15 a 30 kg P ha⁻¹.

En 1994, Romanayá *et al.*, también estudiaron el efecto de la intensidad de las quemas (leves, moderadas e intensas) a los 7 meses de la cosecha del *Eucalyptus spp.* Estos autores encontraron que el efecto del fuego depende de su intensidad. El P total aumentó notablemente en todos los estratos (0-2,5; 2,5-5; 5-10 cm) debido principalmente al aumento en el Pi, pero el cambio fue más notable en superficie. El Pd (Bray I) aumentó 36 veces en la quema intensa y 13 veces en la quema moderada. El P orgánico total (Pot) disminuyó marcadamente cuando se aplicó una quema intensa, esta disminución fue explicada por un proceso de liberación de P en formas inorgánicas por combustión de MO. La caída del Pot y del Po menos lábil contrastó con el incremento en el Pol sugiriendo un impacto notable del fuego sobre el pool del Po y la predominancia de una fracción del P más fácil de perder por lixiviación.

Asimismo, Dockersmith *et al.* (1999) encontraron que inmediatamente después de la quema intensa (800° C aprox.) el Pil aumentó de 4 a 7 veces debido a la mineralización de la MO y al ingreso de material parcialmente consumido por el fuego. Estos autores detectaron pequeños incrementos en el Pol y en el Piml. El Poml disminuyó y las caídas coincidieron con los sitios de mayor temperatura durante la quema. Luego de un año, las fracciones de Pil y Pol disminuyeron. El aumento en el Piml y la disminución del Pil fue atribuido a la adsorción con la fracción mineral. El Poml prácticamente no cambió indicando la no recuperación de la biomasa microbiana.

Estudios desarrollados en laboratorio por Kutiel y Shaviv (1989) con suelos rojos de Israel, reflejaron un aumento en el Pd (P-Olsen) debido a la combustión del Po y a las transformaciones del P mineral. En el suelo que no fue sometido al calentamiento la concentración de Pd fue inferior a 5 µg g⁻¹, mientras que en el suelo calentado a 250 °C y 600 °C aumentó inmediatamente después de la aplicación del fuego a 110 µg g⁻¹ y 65 µg g⁻¹, respectivamente. Kutiel y Shaviv (1992) continuaron sus estudios simulando quemas de baja intensidad (250 °C). Estos investigadores observaron que el Pd aumentó después de la quema y luego de 5 semanas de incubación tuvo 5 veces más Pd que el control.

Giardina y Rhoades (2001) observaron el comportamiento de las fracciones del P en una plantación avanzada de *Pinus taeda* en el Oeste de EEUU con quema y sin quema, comparada con un área de la misma plantación que fue cosechada y se aplicó o no la quema. El fuego aumentó significativamente la fracción de Pil y Piml respecto de los sitios sin quema. El aumento del Pil fue atribuido al consumo del piso forestal, residuos del bosque y MO en el horizonte superficial del suelo mineral durante la quema. Una porción de esta entrada podría haberse equilibrado con la fracción de P menos disponible en el suelo incrementado el Piml.

García Montiel *et al.* (2000) informaron que inmediatamente luego de la quema aumentaron el P muy lábil extraído con resinas, el Pil, el Piml y el P unido al Ca como resultado de la deposición de cenizas. Al implantar una pastura, y entre los 3 y 5 años del establecimiento se produce una rápida caída del P muy lábil atribuido a su transformación en formas menos disponibles, predominantemente ocluidas. En el largo plazo, comparado con el bosque original, los autores encontraron que la pastura aumentó la proporción del Po como resultado de los aportes de MO, y disminuyó el pool de P menos disponible.

En el ensayo de este trabajo de tesis, a los 16 meses de la aplicación de los tratamientos Giuffré *et al.* (2002) observó que la quema de residuos produjo un

aumento del Pd medido por Bray I en los 10 cm superficiales de suelo cuando se lo comparó con la extracción total de los residuos y el mantillo. En este mismo sitio, pero a los 24 meses Fernández *et al.* (2000b) no observaron cambios importantes en el nivel de P disponible.

2.7. Impacto del manejo sobre la adsorción de fósforo

Además de la baja disponibilidad de P, otra de las características comunes en estos suelos altamente desarrollados es la gran afinidad y capacidad de adsorción de la fracción mineral hacia este elemento. Dichos suelos poseen elevada saturación con Al y presencia de óxidos de Fe y Al, lo cual le confiere esta marcada propiedad de adsorción de P. Sin embargo, según Leal *et al.* (1994) el comportamiento del P, en lo que respecta a la adsorción del mismo, puede ser afectado por el manejo. La MO puede actuar en dos sentidos, por un lado favoreciendo la adsorción a través de la unión de P sobre los grupos con carga positiva, y por otro lado disminuyendo la adsorción de P al quelar metales como Fe y Al o ejerciendo una competencia con el P por los sitios específicos de adsorción (Heredia 1997, Dao 2007). Debido a esta influencia de la MO sobre la adsorción de P, cambios en su contenido provocados por la aplicación de distintas prácticas de manejo, podrían modificar la magnitud de este fenómeno de adsorción. De esta manera, Nwoke *et al.* (2003) evaluaron las fracciones lábiles de P y las características de adsorción de distintos suelos de la savana oeste de África y observaron una relación positiva significativa entre el P resina y el carbono orgánico (CO) y sugirieron que las opciones de manejo que incluyen incorporación de MO pueden mejorar la fertilidad fosforada del suelo. En este mismo sentido, Heredia y Fernández Cirelli (2007) en un estudio relacionado a la capacidad de adsorción del suelo, encontraron una correlación negativa entre el contenido de C y la capacidad de adsorción y sugirieron que la MO puede competir con el P por los sitios de adsorción, disminuyendo de esta manera la capacidad de adsorción del suelo a medida que aumenta el contenido de C del mismo. Daza-Torres *et al.* (2008) reportaron que la incorporación de gallinaza disminuyó la adsorción de P de manera temporal por efecto de la incorporación de MO. Por su parte, Liptzin y Silver (2009) en un ensayo de laboratorio, trabajando con suelos forestales tropicales, encontraron que la adición de C a través de una mezcla de compuestos orgánicos produjo la liberación de P unido al Fe.

Otra de las prácticas de manejo que se ha demostrado tiene influencia sobre la capacidad de adsorción de P por el suelo, es la quema de residuos. Ejemplo de ello, es un estudio realizado por Romanyá *et al.* (1994) con el objetivo de evaluar el efecto del fuego. Dichos investigadores mostraron que el fuego produjo pérdida de MO, exponiendo sitios adicionales de adsorción, incrementando la capacidad de adsorción de P y afectando de esta manera la provisión de este nutriente para las plantas. Asimismo, Kwari y Batey (1991) estudiando suelos agrícolas encontraron un aumento de la capacidad de adsorción de P después del fuego.

2.8. Variables evaluadas por otros investigadores en el ensayo de campo

El ensayo de campo donde se realizó este estudio fue evaluado previamente por otros investigadores (Fernández *et al.* 2000a, Fernández *et al.* 2000b, Fernández *et al.* 2000c, Giuffré *et al.* 2002, Lupi *et al.* 2003, Lupi *et al.* 2006), quienes estudiaron el efecto de los diferentes tratamientos aplicados sobre distintas

variables edáficas y productivas en diferentes profundidades del suelo y edades del cultivo (Apéndice 1).

En estos estudios previos realizados por los autores mencionados se observó que las mayores concentraciones de carbono orgánico (CO), carbono orgánico total (COT), nitrógeno total (Nt), así como de calcio (Ca) y magnesio (Mg) intercambiables se asociaron con los tratamientos de conservación de residuos. En tanto que, los menores valores de estas variables se observaron en el tratamiento donde los residuos fueron extraídos. Si bien estas diferencias resultaron mayores en superficie, fueron detectadas hasta los 30 cm de profundidad.

En esos estudios también observaron que, en las parcelas donde se aplicó la quema de residuos se presentaron concentraciones mayores de P extraíble y de Nt en superficie, fenómeno que desapareció luego de dos o tres años de la aplicación de los tratamientos y que fue asociado a la fuerte liberación inicial de estos nutrientes por efecto del fuego.

En relación a las variables productivas medidas por esos autores (diámetro a la altura del pecho (DAP), altura total (Ht) y volumen) se observó que los tratamientos aplicados no produjeron efectos sobre las mismas en ninguno de los momentos evaluados.

Según los resultados de los autores se observa que, en relación al P del suelo, se han realizado evaluaciones relacionadas solamente al P extraíble (Pe), por lo cual se consideró relevante el estudio de las distintas formas de P del suelo a través de la evaluación de las fracciones y de la adsorción de este elemento. Este estudio permite inferir procesos y mecanismos relacionados al ciclo de este nutriente y generar conocimientos sobre la dinámica del mismo en sistemas forestales con diferentes manejos de residuos, con el fin de establecer estrategias de manejo sustentables para la preservación del P de suelo.

3. OBJETIVO

3.1. Objetivo General

Estudiar la dinámica de las fracciones de P en una plantación de *Pinus taeda* (L) con diferentes sistemas de manejo de residuos de cosecha de la plantación anterior y evaluar el efecto de estas prácticas sobre la adsorción de P en un Ultisol, perteneciente al gran grupo Kandudult de la provincia de Misiones, con el fin de establecer estrategias de manejo sustentables para la preservación del P del suelo en estos sistemas productivos.

3.2. Objetivos específicos

- 1-** Evaluar los efectos de los sistemas de manejo de residuos de cosecha sobre las distintas fracciones de P del suelo.
- 2-** Evaluar el empleo de la fracción fósforo orgánico lábil (Pol) como indicadora de calidad de suelos.
- 3-** Estudiar los efectos de los sistemas de manejo de residuos de cosecha sobre la capacidad de adsorción de P.
- 4-** Relacionar el COT con las fracciones de P y con los coeficientes e índices de adsorción de P.
- 5-** Identificar cuál de las prácticas de manejo de residuos deja el P en forma más disponible para las plantas, manteniendo o incrementando la cantidad total del mismo en el suelo.

6- Comparar las distintas formas de P en el monte nativo y en una plantación de *Pinus taeda* (L) con distintos sistemas de manejo de residuos de cosecha.

4. HIPÓTESIS

En función de los antecedentes presentados se plantearon las siguientes hipótesis:

- ❖ En sistemas forestales los distintos manejos de residuos producen cambios en las diferentes fracciones de P del suelo afectando la capacidad de adsorción de este elemento.
- ❖ En Ultisoles la fracción de Pol es potencialmente utilizable como indicador de calidad de suelos.
- ❖ Las fracciones orgánicas de P y las propiedades de adsorción se correlacionan con los niveles de MO.

Capítulo 1.

MATERIALES Y MÉTODOS

1.1. Sitio de estudio

El sitio de estudio se encuentra ubicado cercano a la localidad de Wanda, Departamento de Iguazú, al NO de la provincia de Misiones, Argentina (25° 57' lat. Sur y 54° 27' long. Oeste) (Figura 3). El suelo fue identificado como Kandudult según Soil Survey Staff (1975), de textura arcillosa (65% de arcilla, 23% de limo y 12% de arena en el horizonte A), con presencia de arcillas del tipo de las caolinitas y óxidos de Fe y Al. Es de color rojo a rojo oscuro en todo el perfil, bien drenado, profundo y ácido, con estructura de tipo granular y bloques sub-angulares medios y pequeños en superficie, y prismática media en el horizonte B.

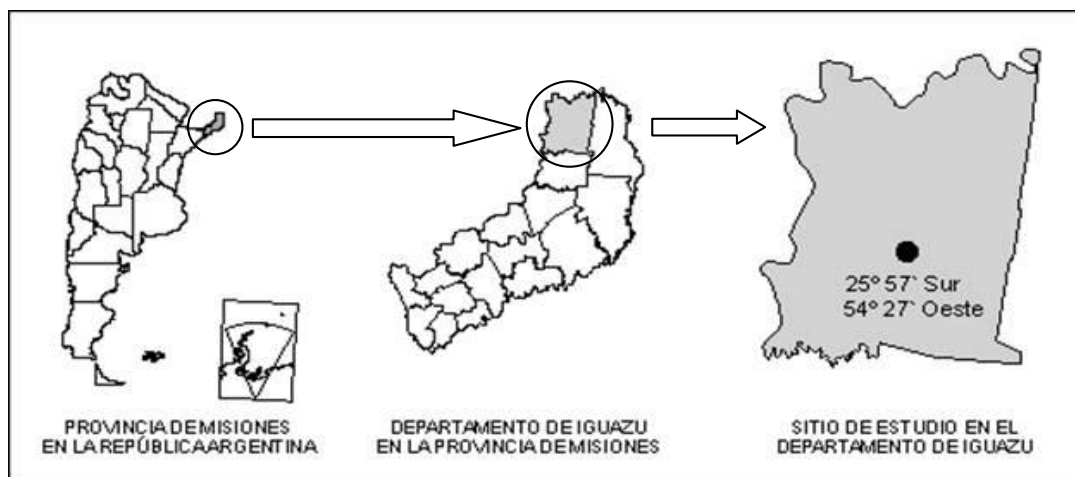


Figura 3. Localización relativa del ensayo en la provincia de Misiones y de ésta en la República Argentina.

En la Tabla 1 se presentan las características químicas correspondientes al horizonte superficial (Fernández *et al.* 2000c). El suelo es extremadamente pobre en P extraíble (Bray II), típico de estos ambientes tropicales.

Tabla 1. Características texturales y químicas del horizonte A, 0-11 cm.

Arena	Arcilla	Limo	pH ¹	CO ²	Nt ³	C/N	P ⁴	Ca ⁵	Mg	K	Ac int	CICE
%				%	%		mg kg ⁻¹	cmol _c kg ⁻¹				
12	65	23	5,8	1,93	0,19	10,1	0,83	7,5	3,4	0,97	0,2	12,07

Textura: Método de Bouyoucos. (1) Relación Suelo:Agua 1:2,5. (2) CO carbono orgánico (Walkey-Black). (3) Nt: Nitrógeno total (semi-micro Kjeldahl). (4) P: Fósforo (Bray II). (5) Calcio, Magnesio, potasio, Ac int: acidez intercambiable y CICE: capacidad de intercambio catiónica efectiva (NaCl 1N).

El sitio experimental presenta relieve ondulado, con pendiente del 3%. En el mismo no se observaron problemas de erosión.

El clima fue definido como subtropical sin estación seca marcada, con una temperatura media anual de 20° C y amplitud térmica anual de 11° C. Las precipitaciones son del orden de los 2000 mm anuales, con régimen isohigro (INTA 1990). La vegetación natural de la zona es la selva subtropical.

1.2. Ensayo de campo

El área proviene de una primera rotación de *Pinus elliotti* Engelm. de 25 años de edad. Anteriormente a esta plantación el lote se mantenía con campo natural. La cosecha de esta primera rotación fue realizada a inicios del año 1996, los residuos

(hojas, ramas y fustes con dimensiones inferiores a 20 cm de diámetro) fueron distribuidos sobre el terreno, posteriormente no se efectuó ninguna tarea por un período de 5 meses para permitir que los mismos perdieran humedad y de esta manera el trabajo del rolo aplicado posteriormente fuera efectivo. Los residuos de la cosecha fueron cuantificados (Fernández *et al.* 2000b) llegando a 40 t ha^{-1} , de los cuales la mitad fueron residuos finos: mantillo que quedó de la plantación anterior, acículas de las copas y ramas menores a 1 cm de diámetro. El resto fueron residuos gruesos: ramas y restos de fuste de 1 a 20 cm de diámetro y conos (frutos). En la Tabla 2 se presenta el contenido de los nutrientes según el tamaño de los residuos (Fernández *et al.* 2000b).

Tabla 2. Contenido de nutrientes en residuos de tala rasa de *Pinus elliottii* Engelm de 25 años de edad, según clase de tamaño.

Tamaño residuos	Contenido de nutrientes (kg ha^{-1})					
	N	Ca	Mg	Na	K	P
< 1 cm diámetro (1)	230	230	24	8,6	160	28
1-15 cm diámetro (2)	67	216	19	8,7	35	15

(1) Masa de residuos: $20,6 \text{ t ha}^{-1}$, (2) Masa de residuos: $20,5 \text{ t ha}^{-1}$.

En el mes de Julio del año 1996 se aplicó una doble pasada de un rolo de 2 t a efectos de resquebrajar los residuos y ponerlos en mayor contacto con el suelo con el objetivo de acelerar su descomposición y facilitar el desarrollo de tareas silvícolas de pre-plantación, tales como el control de malezas y de hormigas. En el mes de Agosto de 1996 se aplicaron los siguientes tratamientos:

- **Sin Residuos:** se eliminó la totalidad de los residuos remanentes de la cosecha y del piso forestal. Se plantó *Pinus taeda* L.
- **Quema:** se efectuó la quema de los residuos y luego la roturación del suelo con rastra, logrando la remoción de los 10 cm superficiales. (Es el sistema aplicado tradicionalmente en la región). Se plantó *Pinus taeda* L.
- **Plantación Directa:** Este sistema, actualmente en desarrollo, consiste en el mantenimiento de los residuos post-cosecha sobre la superficie del suelo, sin realizar ninguna tarea adicional a la aplicación del rolo. Se plantó *Pinus taeda* L.
- **Capuera:** Idem tratamiento plantación directa, pero en este caso la parcela no fue reforestada, librándose al desarrollo del bosque secundario (capuera).
- **Monte Nativo (MN):** lote adyacente con presencia de monte nativo.

1.2.1. Diseño del ensayo experimental

Los tratamientos fueron distribuidos bajo un diseño en bloques completos al azar con cuatro repeticiones, en parcelas de 480 m^2 (80 plantas) separadas por una línea de bordura. La plantación del *Pinus taeda* L., de origen Marion, se llevó a cabo en Septiembre de 1996 en las entrelíneas del cultivo anterior, en pozos de 25 cm de lado por 30 cm de profundidad, dejando que los tocones de la plantación anterior se descompongan naturalmente. Se utilizaron plantines de 9 meses de vivero, originados en semillas de huertos semilleros clonales, y cuyas alturas y diámetros de cuello oscilaron los 20 cm y 7 mm, respectivamente. La distancia entre filas fue de 3 m y entre plantas de 2 m. (Figura 4).



Bloque 4	Monte Nativo	Plantación Directa	Sin Residuos	Quema	Capuera
Bloque 3	Monte Nativo	Quema	Capuera	Plantación Directa	Sin Residuos
Bloque 2	Monte Nativo	Capuera	Plantación Directa	Sin Residuos	Quema
Bloque 1	Monte Nativo	Sin Residuos	Capuera	Quema	Plantación Directa

Pendiente

Figura 4. Plano del ensayo de campo.

Se realizaron dos muestreos de suelo al azar en las entrelíneas de la plantación, uno a los 6 años (2002) y el otro a los 9 años (2005) de aplicados los tratamientos y en dos profundidades: en la capa superficial de 0 a 5 cm y en la capa subsuperficial de 5 a 15 cm del suelo. Estos muestreos consistieron en la toma de una muestra de suelo compuesta por 15 submuestras en cada tratamiento de cada bloque. Los mismos fueron realizados en el mes de junio debido a que en esta época la actividad biológica es menor y existe menor variación año a año. A los 6 años (2002) de aplicados los tratamientos, también se extrajeron muestras de un lote adyacente con presencia de monte nativo (MN) de cada uno de los bloques. Los parámetros evaluados en este sitio representan valores de referencia de este sistema natural.

1.3. Caracterización química del suelo

De manera complementaria y con el objetivo de poder interpretar más profundamente los resultados relacionados al tema principal de este trabajo, el P, se realizaron las siguientes determinaciones de rutina sobre las muestras estudiadas:

1.3.1. Carbono orgánico total (COT)

La concentración de COT se analizó mediante el método de combustión seca (LECO 1993), usando un LECO CNS-2000.

1.3.2. Bases de cambio y capacidad de intercambio catiónica

Las bases de cambio calcio (Ca), magnesio (Mg), sodio (Na) y potasio (K) y la capacidad de intercambio catiónica (CIC) se obtuvieron por el método del acetato de NH_4 pH 7 1N (Soil Survey 1996), bases de cambio por espectrofotometría de absorción atómica y determinación de CIC por destilación Kjeldahl. Los valores de saturación de bases en porcentaje se calcularon teniendo en cuenta el modelo de Hissink utilizando la Ec. [1].

$$\% \text{ Saturación bases} = (\text{Ca} + \text{Mg} + \text{Na} + \text{K}) * 100 / \text{CIC} \quad [1]$$

1.3.3. pH en agua y en CLK

Para la determinación de pH se utilizó el método potenciométrico con una relación suelo: agua 1:2,5 para pH en agua y una relación suelo: CLK 1:2,5 para pH en CLK (1M) (Page 1982).

1.4. Fraccionamiento de fósforo. Método de Hedley

La metodología de Hedley *et al.* (1982) fue diseñada como una alternativa superadora de las antes estudiadas. Es un método de fraccionamiento que remueve progresivamente desde las fracciones más lábiles hasta las menos disponibles para las plantas en cada extracción sucesiva. Para este estudio fueron determinadas las fracciones de P descriptas en la Tabla 3, utilizando este método de fraccionamiento secuencial de Hedley *et al.* (1982) modificado por Tiessen y Moir (1993). Este esquema permite establecer las proporciones del P lábil y no lábil, dando información acerca de la cantidad y disponibilidad de la porción inorgánica y orgánica de P del suelo. Utiliza extractantes diferentes (NaHCO_3 , NaOH , HCl) en cada extracción sucesiva. Los análisis de suelo se realizaron por triplicado en laboratorio, en cada muestra compuesta de cada tratamiento en cada bloque. El procedimiento de fraccionamiento utilizado difiere del de Tiessen y Moir (1993) en que no se realizó la determinación del Pi-MIA extraído con membrana de intercambio aniónico y en la extracción final no se diferenció entre el Pi y Po residual, remanente en la muestra tratada con HCl 1M (Hedley *et al.* 1982).

Tabla 3. Fracciones de fósforo obtenidas por el Método de Hedley *et al.* (1982) modificado por Tiessen y Moir (1993) y sus características principales.

Forma de P	Abreviatura	Extractante o Cálculo	Disponibilidad
P inorgánico y orgánico lábil. Involucra el P inorgánico (Pi) directamente intercambiable con la solución del suelo y el adsorbido débilmente, y el P orgánico (Po) fácilmente hidrolizable.	Pil y Pol	P extraído con NaHCO_3 0,5M	Fácilmente disponible para la planta.
P inorgánico moderadamente lábil unido a la superficie de las arcillas o de los óxidos e hidróxidos de Fe y Al. P orgánico moderadamente lábil Po asociado a compuestos orgánicos tales como ácidos fúlvicos y húmicos.	Piml y Poml	P extraído con NaHO 0,1M	Disponible para la planta y microorganismos en términos de mediano plazo.
P inorgánico relativamente insoluble ligado al Ca y P ocluido en suelos meteorizados.	Pca	P extraído con HCl 1M	No disponible para las plantas y microorganismos en el corto y mediano plazo
P residual: P inorgánico y P orgánico químicamente muy estable e insoluble. No reactivo.	Pres	$\text{Pres} = \text{Ptotal} - (\text{Pil} + \text{Pol} + \text{Piml} + \text{Poml} + \text{PiCa})$	No disponible para las plantas y microorganismos en el corto y mediano plazo
P total	Ptotal	Digestión con H_2SO_4 concentrado y H_2O_2 al 30%.	
P total lábil	Ptl	$\text{Ptl} = \text{Pil} + \text{Pol}$	P disponible para las plantas o microorganismos en un período de tiempo corto, del orden de días o semanas

A continuación se detalla el procedimiento de extracción de cada fracción de P del suelo (Tabla 3).

P extractable con NaHCO₃

Se pesaron 0,5 g de suelo en un tubo de centrífuga de 50 mL. Se adicionaron 30 mL de NaHCO₃ 0,5 M pH: 8,5 y se agitó en agitador recíproco 16 horas a 24°C.

Se enfrió el tubo en heladera por 30 min y se centrifugaron las suspensiones de suelo-NaHCO₃ a 25000 x g por 10 min. Se decantó el extracto de NaHCO₃. Se determinó el P total en el extracto de NaHCO₃ (Apéndice 2).

Para la determinación de Pi en el extracto de NaHCO₃ se debió utilizar una mayor relación suelo:extractante debido a que pesando 0,5 g de suelo la concentración de P en el extracto obtenido era demasiado baja como para ser determinada por el método colorimétrico utilizado (Murphy y Riley 1962). Por lo tanto, se aplicó la misma metodología pero pesando 3 g de suelo en un tubo de centrífuga de 50 mL. Se determinó el Pi en el extracto de NaHCO₃ (Apéndice 3).

P extractable con NaOH

Se agregaron 30 mL de NaOH 0,1 N al residuo de suelo del tubo con 0,5 g de suelo y se agitó en agitador recíproco 16 horas a 24°C.

Se enfrió el tubo en heladera por 30 min y se centrifugaron las suspensiones de suelo-NaOH a 25000 x g por 10 min. Se decantó el extracto de NaOH. Se determinó el Pi y el P total en el extracto de NaOH (Apéndice 6 y Apéndice 2, respectivamente).

P extractable con HCl

Se agregaron 30 mL de HCl 1M al residuo de suelo y se agitó en agitador recíproco 16 horas a 24°C.

Se enfrió el tubo en heladera por 30 min y se centrifugaron las suspensiones de suelo-HCl a 25000 x g por 10 min. Se decantó el extracto de HCl. Se determinó el Pi en el extracto (Apéndice 3).

En todas las etapas, luego de agregar la solución extractora correspondiente, los tubos conteniendo la muestra de suelo se agitaron vigorosamente a mano para evitar que quedaran restos de suelo adheridos al fondo o a los lados. Luego se taparon con tapones de goma, sellándolos con cinta adhesiva de papel, y se colocaron acostados en un agitador recíproco, permaneciendo 16 h agitándose a 150 golpes min⁻¹.

Se estimó el Po en las etapas indicadas en la tabla 3 (Pol y Poml) como diferencia entre la concentración de P total y Pi en los extractos.

P residual

El Pres fue obtenido por diferencia entre el P total y la sumatoria de las fracciones (Pil + Pol + Pi ml + Po ml + PiCa).

P total

El P total fue obtenido por digestión con H₂SO₄ concentrado y H₂O₂ al 30% (Tiessen y Moir 1993) en una muestra separada (Apéndice 7).

1.5. Índice de mineralización

En este estudio se calculó el índice de mineralización (IM) propuesto por Cross y Schlesinger (1995) que expresa la porción de P fácilmente mineralizable a través de procesos biológicos (corresponde al ciclo rápido del P en la Figura 1), utilizando para su cálculo las concentraciones de Pol y Pil (Ec. [2]).

$$IM (\%) = [P_{ol} / (P_{il} + P_{ol})] * 100 \quad [2]$$

1.6. Curvas e índices de adsorción de fósforo

Las curvas e índices de adsorción de P fueron determinados en las muestras correspondientes al espesor superficial (0-5 cm) de suelo, en cada uno de los tratamientos para los dos años de muestreo estudiados.

1.6.1. Curvas de adsorción

Se realizaron las curvas de adsorción utilizando una relación suelo:solución 1:10, con agitado por 16 horas a una temperatura de 21°C. El P fue adicionado como KH_2PO_4 en una solución de $CaCl_2$ 0,01 M, con dos gotas de tolueno. Luego se centrifugó por 5 minutos a 1000 rpm y se separó el sobrenadante. El P en esta solución (solución de equilibrio) fue determinado colorimétricamente (Murphy y Riley 1962). Para la elección de las concentraciones de P a aplicar se tuvieron en cuenta las sugerencias de Alvarez y Da Fonseca (1990). La diferencia entre las concentraciones de P agregado y P remanente en la solución de equilibrio fue considerada como el P adsorbido. Los datos de concentraciones de P adsorbido por unidad de peso ($mg\ kg^{-1}$) y de P en la solución de equilibrio ($mg\ L^{-1}$) se ajustaron con las ecuaciones de Langmuir y Freundlich. Cabe aclarar que no es el propósito de este trabajo comparar curvas de adsorción, sino que se eligieron aquellas cuyos coeficientes pudieran ser útiles para caracterizar propiedades de adsorción del suelo y, además, que fuesen simples de calcular.

➤ Ecuación de Freundlich

$$Pd = a c^n \quad [3]$$

Donde:

Pd: concentración de P adsorbido por el suelo ($\mu g\ g^{-1}$ suelo)

c: concentración de P en la solución en equilibrio ($\mu g\ mL^{-1}$)

a: cantidad de P adsorbido por el suelo cuando la concentración de P en la solución es igual a la unidad ($mg\ kg^{-1}$)

n: afinidad entre el adsorbente y el sorbato (adimensional). Está relacionado a la pendiente de la curva de adsorción.

➤ Ecuación de Langmuir

$$\frac{c}{Pd} = \frac{1}{kb} + \frac{c}{b} \quad [4]$$

Donde:

c: concentración de P en la solución de equilibrio ($mg\ L^{-1}$)

Pd: cantidad de P adsorbido ($mg\ kg^{-1}$)

b: máxima capacidad de adsorción de P ($mg\ kg^{-1}$)

k: constante de Langmuir, es una medida de la fuerza de unión del adsorbato a la superficie adsorbente. Energía de adsorción de P ($L\ mg^{-1}$ o $mL\ \mu g^{-1}$).

Concentraciones de fósforo utilizadas para obtener la curva de adsorción

Como índice que permita predecir las concentraciones de P a ser usadas para la determinación de la capacidad máxima de adsorción de P se utilizó el análisis de P

remanente (Alvarez y Da Fonseca 1990), que expresa la concentración de P en la solución de equilibrio luego de agitar, por una hora a 2,5 g de suelo con 25 ml de solución de CaCl_2 0,01 M que contiene 60 mg P L^{-1} a 21°C (PR60).

Para el suelo de nuestro estudio el PR60 obtenido fue 14,14 mg L^{-1} , y en base a este valor las concentraciones de P a aplicadas fueron de 6, 10, 20, 30 y 40 mg L^{-1} que corresponden a 60, 100, 200, 300 y 400 mg P kg^{-1} suelo. Además, se decidió utilizar estas 5 concentraciones de P ya que según Holford (1979) la obtención de una curva de adsorción con 4 o 5 puntos, llegando a una concentración final en la solución de equilibrio de 5 mg L^{-1} , es adecuada para determinar la mayoría de los índices de capacidad buffer más útiles.

Para la obtención de las curvas de adsorción se realizaron dos repeticiones de laboratorio y cada punto en la curva de cada tratamiento es promedio de las repeticiones de campo correspondientes a cada bloque.

Para el cálculo de los coeficientes de las ecuaciones de Freundlich, capacidad relativa de adsorción (a) y afinidad (1/n), se utilizó la versión lineal de la ecuación de Freundlich [5].

$$\ln P_d = \ln a + n \ln c \quad [5]$$

Donde:

P_d : concentración de P adsorbido por el suelo ($\mu\text{g g}^{-1}$ suelo).

c : concentración de P en la solución en equilibrio ($\mu\text{g mL}^{-1}$).

a : cantidad de P adsorbido por el suelo cuando la concentración de P en la solución es igual a la unidad (mg kg^{-1}).

n : afinidad entre el adsorbente y el sorbato (adimensional). Está relacionado a la pendiente de la curva de adsorción.

Los gráficos de $\ln P_d$ versus $\ln c$ dan una línea recta, la cual fue ajustada por el método de los mínimos cuadrados. Para derivar los valores de los coeficientes se utilizó la ecuación [3].

En tanto que, para el cálculo de los coeficientes de las ecuaciones de Langmuir, energía de retención (k) y adsorción máxima (b), se utilizó la transformación lineal (Ec. [6]) de la ecuación de Langmuir (Ec. [4]), se graficó c/P_d versus c y se ajustó una curva lineal según la Ec. [6] por el método de mínimos cuadrados.

$$c/P_d = m * c + a \quad [6]$$

Donde:

c : concentración de P en la solución de equilibrio (mg L^{-1})

P_d : cantidad de P adsorbido (mg kg^{-1})

De esta manera se obtuvieron m y a de la Ec. [6] y los coeficientes k y b de Langmuir se calcularon como:

$$k (\text{L mg}^{-1} \text{ o mL } \mu\text{g}^{-1}) = m/a$$

$$b (\text{mg kg}^{-1}) = 1/m$$

1.6.2. Índices de adsorción

1.6.2.1. Capacidad Buffer de Fosfatos (CBF)

La CBF de un suelo es definida como la cantidad de P adsorbido o desorbido por unidad de cambio en la concentración de P en solución. Este índice une el factor “intensidad” (concentración de P en la solución) con el factor “cantidad”

(cantidad de P adsorbido) de provisión de P, utilizando el paradigma intensidad-cantidad de suministro de nutrientes para las plantas (Schofield 1955).

La CBF es importante en la nutrición de las plantas. Un suelo de alta CBF tendrá mayor capacidad de adsorber fosfatos, esto significa que gran parte del P incorporado será adsorbido por la fase sólida del suelo, lo que disminuirá la cantidad disponible en la solución de la cual se nutre principalmente el vegetal.

Para la determinación de la CBF se agitaron por 16 horas 2,5 g de suelo con 25 mL de solución de CaCl_2 0,01 M con concentraciones crecientes de P y dos gotas de tolueno a 21°C. Posteriormente se determinó el P remanente en la solución. El P adsorbido fue calculado como la diferencia entre el P agregado y el P remanente en solución (mg L^{-1}). La CBF es la cantidad de P adsorbido por el suelo cuando en la solución de equilibrio la cantidad de P se incrementó en $0,1 \text{ mg P kg}^{-1}$ en el rango entre $0,25$ y $0,35 \text{ mg P L}^{-1}$ en la solución. Se expresa como $\mu\text{g P g}^{-1}$ de suelo.

1.6.2.2. Sortividad (S)

La sortividad se obtiene a partir del producto de las dos constantes de Langmuir ($S = k * b$) y las unidades de S son mL g^{-1} , donde k es la la energía de retención y b es la adsorción máxima de la ecuación linearizada de Langmuir.

1.6.2.3. Índice de Retención de Fosfatos (IRF)

El IRF se calculó como el cociente entre la cantidad de P adsorbido por gramo de suelo y el P en la solución de equilibrio, con un solo valor agregado al suelo ($0,2 \text{ mg P g}^{-1}$ suelo).

En todos los análisis de P realizados el contenido de P se determinó utilizando la colorimetría del azul de molibdeno (Murphy y Riley 1962).

1.7. Análisis estadístico

Los resultados experimentales fueron analizados mediante análisis de varianza evaluando para cada profundidad de muestreo, el efecto de los distintos tratamientos (sin residuos, quema, plantación directa y capuera) en ambos momentos estudiados (a los 6 y 9 años de aplicados los mismos) sobre el COT, el pH en agua, el pH en CIK, las bases de cambio, la suma de cationes, la CIC, el % saturación de bases y las fracciones de P. Dado que las observaciones fueron obtenidas a través del tiempo (6 y 9 años) y no sustentan el supuesto de independencia, se aplicaron técnicas de análisis de medidas repetidas en el tiempo (Weber y Skilling 2000). Debido al modelo utilizado y a los supuestos de no independencia de los errores se aplicó la prueba basada en el test de Wald (Pinheiro y Bates 2000).

El modelo utilizado es de la forma:

$$y_{ijkl} = \mu + \tau_i + \alpha_j + (\tau * \alpha)_{ij} + \beta_k + \varepsilon_{ijkl}$$

Donde:

y_{ijkl} : corresponde a la variable respuesta correspondiente

μ : es la media general

τ_i : es el efecto del i-ésimo tratamiento

α_j : es el efecto del j-ésimo año

β_k : es el efecto del k-ésimo bloque

$(\tau * \alpha)_{ij}$: es el efecto de interacción entre el i-ésimo tratamiento con el j-ésimo año

ε_{ijkl} : es el error aleatorio del i-ésimo tratamiento, j-ésimo año, k-ésimo bloque de la l-ésima repetición.

Los supuestos sobre el error aleatorio son:

$$E(e_{ijk}) = 0 \quad \text{Var}(e_{ijk}) = R\sigma^2$$

Donde R es la matriz de varianzas y covarianzas que se modeló según una estructura autoregresiva (Pinheiro y Bates 2000).

Cuando los resultados del análisis de varianza mostraron valores significativos en los términos de interacción, se analizaron los promedios de la combinación tratamiento×año. En los casos que esto no sucedió y los resultados del análisis de varianza mostraron valores significativos para los factores principales (tratamientos y años) se analizaron las medias de los mismos respectivamente. Para la comparación de medias se aplicaron pruebas de comparaciones múltiples (test LSD de Fisher) para determinar entre cuales había diferencias, con un nivel de significancia del 1%.

Para la comparación del MN con los distintos tratamientos se aplicó como técnica de análisis estadístico la prueba sobre muestras apareadas. A efecto del test de hipótesis se plantearon las siguientes:

$$H_0: \mu_D = 0 \quad \text{y} \quad H_1: \mu_D \neq 0$$

Para el proceso de verificación de la hipótesis nula (H_0) se utilizó como estadístico de prueba la variable t obtenida según:

$$t_{H_0} = \frac{\bar{XD} - \mu_D}{SD} * \sqrt{n}$$

Donde:

t_{H_0} = estadístico para la hipótesis nula

\bar{XD} = media aritmética muestral de las diferencias

μ_D = media aritmética poblacional de las diferencias

SD = desviación estándar de las diferencias

n = número de pares

Se trabajó con un nivel de significancia del 1% y 5% considerando el test bilateral.

Las ecuaciones de Langmuir y de Freundlich fueron ajustadas según el método de los mínimos cuadrados.

Para evaluar la relación entre los distintos coeficientes (k y b de Langmuir, a y $1/n$ de Freundlich) e índices (*capacidad buffer fosfato (CBF)*, *sortividad (S)* y *índice retención fosfatos (IRF)*) de adsorción, se realizaron las correlaciones de

Pearson ($p < 0,01$ y $p < 0,05$; $n=36$) correspondientes a los distintos tratamientos (sin residuos, quema, plantación directa y capuera) y al MN, a los 6 y 9 años, en la capa superficial del suelo (0-5 cm) y se sometieron a una prueba estadística con hipótesis nula: coeficiente de correlación = 0, con un nivel de significancia del 1% y 5%.

Por otra parte, se realizaron análisis de regresión con una significancia del 1% y 5% y correlaciones de Pearson ($p < 0,01$ y $p < 0,05$; $n=16$) con el mismo procedimiento mencionado anteriormente, del COT con las fracciones de P orgánico (Pol y Poml) y con los coeficientes e índices de adsorción de P, para los distintos tratamientos aplicados (sin residuos, quema, plantación directa y capuera) y para cada año de muestreo (6 y 9 años) separadamente, en la capa superficial del suelo.

Los cálculos fueron realizados en un entorno R (2012), utilizando el paquete nlme (Pinheiro *et al.* 2011).

Capítulo 2.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

2.1. Caracterización química del suelo

2.1.1. Carbono Orgánico Total (COT)

2.1.1.1. En los distintos manejos

En la capa superficial de suelo (0-5 cm) los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera mostraron diferencias significativas entre sus valores promedio (Tabla 4).

Tabla 4. Análisis de varianza del carbono orgánico total (COT) en la capa superficial de suelo (0-5 cm) a los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera.

<i>COT Superficial</i>	numDF	Valor F	Valor p
Tratamiento	3	9,84	0,0003**
Año	1	1,11	0,3046 ^{NS}
Bloque	3	3,87	0,0238 ^{NS}
Tratamiento×Año	3	3,02	0,0526 ^{NS}

numDF: grados libertad del numerador. ^{NS}: no significativo; **: significativo a un nivel de confianza de 0,01.

El tratamiento sin residuos fue el que presentó el menor valor de COT, los tratamientos quema y plantación directa presentaron concentraciones intermedias y la capuera presentó el mayor valor para esta variable, con diferencias significativas ($p < 0,01$) entre los tratamientos sin residuos y capuera (Tabla 5).

Tabla 5. Prueba de comparaciones múltiples de valores promedio de carbono orgánico total (COT) en la capa superficial de suelo (0-5 cm) para los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera.

Tratamiento	Superficial (0-5 cm)			
	Sin Residuos	Quema	Plantación Directa	Capuera
COT (g Kg⁻¹)	28,6 (b)	35,0 (ab)	33,4 (ab)	38,2 (a)

Letras distintas indican diferencias significativas para cada fila (LSD, $p < 0,01$).

En estudios realizados anteriormente por otros autores, en este mismo ensayo en distintas edades del cultivo, también fueron observadas diferencias significativas en el contenido de COT y C oxidable (CO, Walkley y Black). Giuffré *et al.* (2002) realizó una evaluación del COT en los 10 cm superficiales del suelo a los 16 meses de establecido el ensayo, Fernández *et al.* (2000a) y Lupi *et al.* (2003) estudiaron el CO a los 2 años en la profundidad 0-10 cm y a los 4 años en los primeros 5 cm del suelo. En coincidencia con los resultados encontrados en este estudio, todos estos autores observaron menores valores en el tratamiento sin residuos. Por otra parte, en un experimento realizado en Entre Ríos Rebottaro *et al.* (2003) evaluaron la cantidad y composición del mantillo forestal en poblaciones de pino, ellos observaron que los tratamientos donde se cosechó el pino y posteriormente se regeneró la vegetación natural (equivalente al tratamiento capuera) mostraron mayor acumulación de residuos en el mantillo forestal respecto a una plantación de igual edad.

Los valores promedio de carbono orgánico total (COT, g Kg⁻¹) en la capa superficial de suelo (0-5 cm), a los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos de sin residuos, quema, plantación directa y capuera se presentan en el apéndice 9.

En la capa subsuperficial del suelo (5-15 cm), luego de realizar el análisis de varianza no se detectaron diferencias significativas ($p < 0,01$) en ninguna de las fuentes de variación (Tabla 6), indicando que no habría efecto de los diferentes manejos para ésta variable estudiada en la profundidad 5-15 cm.

Tabla 6. Análisis de varianza del carbono orgánico total (COT) en la capa subsuperficial de suelo (5-15 cm) a los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera.

<i>COT Subsuperficial</i>	numDF	Valor F	Valor p
Tratamiento	3	2,48	0,0889 ^{NS}
Año	1	6,09	0,0222 ^{NS}
Bloque	3	0,34	0,7961 ^{NS}
Tratamiento×Año	3	7,06	0,0130 ^{NS}

numDF: grados libertad del numerador. ^{NS}: no significativo; **: significativo a un nivel de confianza de 0,01.

En el apéndice 9 se presentan los valores del COT (g Kg⁻¹) en los tratamientos aplicados sin residuos, quema, plantación directa y capuera, en la capa subsuperficial del suelo (5-15 cm) a los 6 y 9 años.

2.1.1.2. En el monte nativo

En las tablas 7 y 8 se presentan los resultados de las pruebas sobre muestras apareadas del COT entre MN y cada uno de los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera, en la capa superficial (0-5 cm) y subsuperficial (5-15 cm) del suelo respectivamente, a los 6 años de aplicados los mismos.

Tabla 7. Resultados de las pruebas sobre muestras apareadas del carbono orgánico total (COT) para la comparación entre el monte nativo y cada uno de los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera en la capa superficial de suelo (0-5 cm), a los 6 años.

<i>COT superficial</i>						
Trata- miento (1)	Trata- miento (2)	Media (1) (g kg ⁻¹)	Media (2) (g kg ⁻¹)	Media Diferencia (g kg ⁻¹)	Desvío Estándar Diferencia (g kg ⁻¹)	T
Monte Nativo	Sin Residuos	53,3	28,3	25,0	4,4	11,34**
	Quema		37,1	16,2	4,6	7,06**
	Plantación Directa		30,2	23,1	6,8	6,81**
	Capuera		36,9	16,4	7,4	4,40*

Media (1) y Media (2): medias aritméticas muestrales; Media Diferencia: media aritmética muestral de la diferencia; Desvío Estándar Diferencia: desvío estándar muestral de la diferencia, T: estadístico para la hipótesis nula. ^{NS}: no significativo; **: significativo a un nivel de confianza de 0,01; *: significativo a un nivel de confianza de 0,05.

Tabla 8. Resultados de las pruebas sobre muestras apareadas del carbono orgánico total (COT) para la comparación entre el monte nativo y cada uno de los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera en la capa subsuperficial de suelo (5-15 cm), a los 6 años.

<i>COT subsuperficial</i>						
Trata- miento (1)	Trata- miento (2)	Media (1) (g kg ⁻¹)	Media (2) (g kg ⁻¹)	Media Diferencia (g kg ⁻¹)	Desvío Estándar Diferencia (g kg ⁻¹)	T
Monte Nativo	Sin Residuos	27,8	22,8	5,0	4,5	2,24 ^{NS}
	Quema		22,5	5,3	4,1	2,60 ^{NS}
	Plantación Directa		19,1	8,7	3,3	5,22*
	Capuera		20,0	7,8	2,8	5,54*

Media (1) y Media (2): medias aritméticas muestrales; Media Diferencia: media aritmética muestral de la diferencia; Desvío Estándar Diferencia: desvío estándar muestral de la diferencia, T: estadístico para la hipótesis nula. ^{NS}: no significativo; **: significativo a un nivel de confianza de 0,01; *: significativo a un nivel de confianza de 0,05.

Según se observa en la tabla 7, las concentraciones de COT en la capa superficial de 0 a 5 cm del suelo para los tratamientos estudiados sin residuos, quema, plantación directa y capuera, fueron significativamente menores ($p < 0,05$) a las concentraciones observadas en el MN. En tanto que, en la capa subsuperficial (5-15 cm) los valores de COT fueron significativamente menores ($p < 0,05$) al MN en plantación directa y capuera (Tabla 8). Estos resultados indican un efecto negativo del uso forestal y de la aplicación de las distintas prácticas de implantación sobre dicho parámetro evaluado con mayor influencia en la capa superficial del suelo. Como consecuencia del desmonte disminuyen drásticamente los aportes, lo cual provocaría la disminución del contenido de MO del suelo. Esta disminución de los valores de COT fue coincidente con lo hallado por Rolfe y Boggess (1973) en Alfisoles de Illinois (EEUU) en suelos de bosques de pino con respecto de los de madera dura y por Tosin (1977) en Brasil y Fernández (1987) y Prause *et al.* (1997) en Misiones, Argentina al sustituir el bosque nativo por especies del género *Pinus*. Asimismo, Zhao *et al.* (2007) evaluaron el efecto de la forestación de savanas naturales con *Pinus sylvestris* en China y observaron una reducción significativa del CO del suelo en comparación con el sistema natural.

2.1.2. Bases de cambio y capacidad de intercambio catiónica

2.1.2.1. En los distintos manejos

Las concentraciones de Ca y la suma de cationes en la capa superficial del suelo presentaron diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0,01$) (Tabla 9), observándose el mayor valor en el tratamiento capuera y los menores valores en los tratamientos sin residuos y quema, con diferencias significativas ($p < 0,01$) entre estos dos últimos y el primero (tabla 10). A su vez, también se observó que para Ca y Mg se presentaron diferencias significativas entre años (Tabla 9). Las concentraciones de ambos cationes disminuyeron significativamente ($p < 0,01$) en todos los tratamientos evaluados entre los 6 y 9 años (Tabla 11).

Tabla 9. Valores de p para calcio (Ca), magnesio (Mg), sodio (Na), potasio (K), suma de cationes, capacidad de intercambio catiónico (CIC) y % saturación de

bases (Sat. Bases) en la capa superficial del suelo (0-5 cm), a los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera.

	Valor p						
	Ca	Mg	Na	K	Suma Cationes	CIC	Sat. Bases
Tratamiento	0,0007**	0,1467 ^{NS}	0,0078**	0,0071**	0,0050**	0,0151 ^{NS}	0,4205 ^{NS}
Año	0,0040**	0,0033**	<0,0001**	0,0253 ^{NS}	0,2579 ^{NS}	0,7240 ^{NS}	0,4082 ^{NS}
Bloque	0,2200 ^{NS}	0,7379 ^{NS}	0,1243 ^{NS}	0,9977 ^{NS}	0,2046 ^{NS}	0,3071 ^{NS}	0,8647 ^{NS}
Trata- miento×Año	0,0439 ^{NS}	0,0882 ^{NS}	0,0017**	0,2010 ^{NS}	0,0780 ^{NS}	0,0963 ^{NS}	0,7511 ^{NS}

^{NS}: no significativo; **: significativo a un nivel de confianza de 0,01.

Tabla 10. Prueba de comparaciones múltiples de valores promedio de calcio (Ca), potasio (K) y suma de cationes en la capa superficial de suelo (0-5 cm) para los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera.

Tratamiento	Superficial (0-5 cm)			
	Sin Residuos	Quema	Plantación Directa	Capuera
Ca (cmolc kg⁻¹)	8,4 (c)	8,9 (bc)	10,6 (ab)	12,0 (a)
K (cmolc kg⁻¹)	0,62 (b)	0,65 (b)	0,58 (b)	0,90 (a)
Suma Cationes (cmolc kg⁻¹)	11,8(c)	12,3 (bc)	14,5 (ab)	16,0 (a)

Letras distintas indican diferencias significativas para cada fila (LSD, $p < 0,01$).

Tabla 11. Prueba de comparaciones múltiples de valores promedio de calcio (Ca) y magnesio (Mg), en la capa superficial de suelo (0-5 cm) para los 6 y 9 años.

	Superficial (0-5 cm)	
	6 Años	9 Años
Ca (cmolc kg⁻¹)	10,8 (a)	9,1(b)
Mg (cmolc kg⁻¹)	2,8 (a)	2,0 (b)

Letras distintas indican diferencias significativas para cada fila (LSD, $p < 0,01$).

En un estudio realizado en este mismo ensayo a los 2 años de aplicados los tratamientos por Fernández *et al.* (2000a), también observaron una concentración mayor de Ca en la capa superficial del suelo en el tratamiento con recuperación del bosque secundario (capuera) respecto del tratamiento donde los residuos fueron extraídos (Apéndice 1).

Para el caso del potasio (K) se observó un valor significativamente mayor ($p < 0,01$) en el tratamiento capuera respecto de los demás tratamientos estudiados (tabla 10).

En relación al sodio (Na), al realizar el análisis de varianza se observó que resultó significativa la interacción tratamiento×año ($p < 0,01$) (Tabla 9). En la tabla 12 se presentan los resultados de esta interacción. En dicha tabla puede observarse que, las concentraciones de Na no fueron significativamente ($p < 0,01$) diferentes entre los distintos tratamientos dentro de cada año evaluado. Por otra parte, se observa una tendencia a la disminución de las concentraciones de Na entre los 6 y 9 años con diferencias significativas ($p < 0,01$) entre años para los tratamientos quema,

plantación directa y capuera. Estas disminuciones observadas fueron del 19% para sin residuos, 27% para quema, 48% para plantación directa y 31% para capuera. Es de destacar que las mayores disminuciones se observaron en los tratamientos donde se conservaron los residuos (plantación directa y capuera).

Tabla 12. Prueba de comparaciones múltiples de valores promedio de sodio (Na) en la capa superficial de suelo (0-5 cm) a los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa (PD) y capuera.

Trata- miento	Superficial (0-5 cm)							
	6 años				9 años			
	Sin Residuos	Quema	Plantación Directa	Capuera	Sin Residuos	Quema	Plantación Directa	Capuera
Na (cmolc kg ⁻¹)	0,70 (ab)	0,65 (ab)	0,77 (a)	0,72 (ab)	0,57 (bc)	0,47 (c)	0,46 (c)	0,49 (c)

Letras distintas indican diferencias significativas para cada fila (LSD, $p < 0,01$).

Las variables CIC y % saturación de bases evaluadas en la capa superficial de suelo (0-5 cm) no presentaron diferencias significativas ($p < 0,01$) para ninguno de los factores principales e interacciones estudiadas (Tabla 9).

De estos resultados obtenidos puede destacarse que a nivel superficial en los tratamientos con conservación de residuos (plantación directa y capuera), se observó una tendencia a mayores valores de Ca y de suma de cationes. En tanto que, después de transcurridos 9 años, ambos tratamientos presentaron las mayores disminuciones de valores de Na, indicando el efecto positivo de dicha práctica sobre estas propiedades químicas del suelo.

Tabla 13. Valores de p resultantes de los análisis de varianza de calcio (Ca), magnesio (Mg), sodio (Na), potasio (K), suma de cationes, capacidad de intercambio catiónico (CIC) y % saturación de bases (Sat. Bases) en la capa subsuperficial del suelo (5-15 cm), a los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa (PD) y capuera.

	Valor p						
	Ca	Mg	Na	K	Suma Cationes	CIC	Sat. Bases
Tratamiento	0,6469 ^{NS}	0,3741 ^{NS}	0,7941 ^{NS}	0,1334 ^{NS}	0,4716 ^{NS}	0,9018 ^{NS}	0,7757 ^{NS}
Año	0,3986 ^{NS}	0,3677 ^{NS}	0,0125 ^{NS}	0,2905 ^{NS}	0,5102 ^{NS}	0,021 ^{NS}	0,0131 ^{NS}
Bloque	0,0614 ^{NS}	0,3149 ^{NS}	0,1116 ^{NS}	0,337 ^{NS}	0,0831 ^{NS}	0,1437 ^{NS}	0,8275 ^{NS}
Trata- miento×Año	0,4626 ^{NS}	0,4546 ^{NS}	0,9602 ^{NS}	0,585 ^{NS}	0,3821 ^{NS}	0,8383 ^{NS}	0,1761 ^{NS}

^{NS}: no significativo; **: significativo a un nivel de confianza de 0,01.

En la capa subsuperficial, a los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera, la diferencia entre los promedios de las concentraciones de Ca, Mg, Na, K, suma de cationes, CIC y saturación de bases, no resultaron significativas ($p < 0,01$) para ninguno de los factores principales e interacciones estudiadas (Tablas 13). Estos resultados indican que, según este estudio no habría efecto de los distintos manejos sobre estas propiedades del suelo a dicha profundidad.

Los datos analíticos de estas variables en la capa superficial (0-5 cm) y subsuperficial (5-15 cm) del suelo se encuentran en los apéndices 10 y 11 respectivamente.

2.1.2.2. En el monte nativo

En la tabla 14 se presentan los resultados de las pruebas sobre muestras apareadas de Ca, Mg, Na y K y en la tabla 15 los resultados de este mismo análisis de suma de cationes, CIC y % saturación de bases entre MN y cada uno de los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera, en la capa superficial de suelo (0-5 cm) a los 6 años.

Tabla 14. Resultados de las pruebas sobre muestras apareadas del calcio (Ca), magnesio (Mg), sodio (Na) y potasio (K), para la comparación entre el monte nativo y cada uno de los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera, en la capa superficial de suelo (0-5 cm), a los 6 años.

Superficial (0-5 cm)							
	Trata- miento (1)	Trata- miento (2)	Media (1)	Media (2)	Media Diferencia	Desvío Estándar Diferencia	T
Ca (cmolc kg ⁻¹)	Monte Nativo	Sin Residuos	8,5	10,2	-1,7	0,52	-5,69*
		Quema		10,4	-1,9	0,75	-4,48*
		Plantación Directa		11,1	-2,6	0,9	-5,03*
		Capuera		11,7	-3,2	1,1	-5,06*
Mg (cmolc kg ⁻¹)	Monte Nativo	Sin Residuos	2,3	2,4	-0,1	0,96	-0,17 ^{NS}
		Quema		2,8	-0,5	0,66	-1,50 ^{NS}
		Plantación Directa		3,4	-1,1	0,53	-3,72 ^{NS}
		Capuera		2,6	-0,3	0,57	-0,88 ^{NS}
Na (cmolc kg ⁻¹)	Monte Nativo	Sin Residuos	0,69	0,73	-0,04	0,07	-1,00 ^{NS}
		Quema		0,71	-0,02	0,12	-0,29 ^{NS}
		Plantación Directa		0,75	-0,06	0,10	-0,89 ^{NS}
		Capuera		0,7	-0,01	0,14	-0,08 ^{NS}
K (cmolc kg ⁻¹)	Monte Nativo	Sin Residuos	0,69	0,63	0,06	0,12	0,91 ^{NS}
		Quema		0,81	-0,12	0,08	-2,75 ^{NS}
		Plantación Directa		0,72	-0,03	0,19	-0,25 ^{NS}
		Capuera		0,95	-0,26	0,19	-2,37 ^{NS}

Media (1) y Media (2): medias aritméticas muestrales; Media Diferencia: media aritmética muestral de la diferencia; Desvío Estándar Diferencia: desvío estándar muestral de la diferencia,

T: estadístico para la hipótesis nula. ^{NS}: no significativo; **: significativo a un nivel de confianza de 0,01; *: significativo a un nivel de confianza de 0,05.

Tabla 15. Resultados de las pruebas sobre muestras apareadas de suma de cationes, capacidad intercambio catiónico (CIC) y % saturación de bases para la comparación entre el monte nativo y cada uno de los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera, en la capa superficial de suelo (0-5 cm), a los 6 años.

Superficial (0-5 cm)							
Suma Cat. (cmole kg ⁻¹)	Monte Nativo	Sin Residuos	12,1	13,9	-1,8	1,45	-2,12 ^{NS}
		Quema		14,8	-2,7	0,4	-11,52**
		Plantación Directa		15,9	-3,8	0,89	-7,45*
		Capuera		15,9	-3,8	0,92	-7,10*
CIC (cmole kg ⁻¹)	Monte Nativo	Sin Residuos	19,7	17,8	1,9	3,59	0,94 ^{NS}
		Quema		17,8	1,9	2,96	1,13 ^{NS}
		Plantación Directa		18,7	1	1,32	1,39 ^{NS}
		Capuera		20,1	-0,4	1,98	-0,34 ^{NS}
Sat. Bases (%)	Monte Nativo	Sin Residuos	61,9	78,5	-16,6	11,79	-2,44 ^{NS}
		Quema		83,1	-21,2	9,82	-3,77 ^{NS}
		Plantación Directa		85,3	-23,4	0,55	-74,53**
		Capuera		79,1	-17,2	4,43	-6,68*

Media (1) y Media (2): medias aritméticas muestrales; Media Diferencia: media aritmética muestral de la diferencia; Desvío Estándar Diferencia: desvío estándar muestral de la diferencia, T: estadístico para la hipótesis nula. ^{NS}: no significativo; **: significativo a un nivel de confianza de 0,01; *: significativo a un nivel de confianza de 0,05.

Los resultados presentados en la tabla 14 revelan que en la capa superficial del suelo, en los primeros 6 años después de aplicados los tratamientos, los sitios con uso forestal presentaron concentraciones de Ca significativamente mayores ($p < 0,05$) al MN, presentándose las mayores diferencias con el sistema natural donde se conservaron los residuos en superficie (plantación directa y capuera).

La suma de cationes en los tratamientos quema, plantación directa y capuera presentaron valores significativamente mayores ($p < 0,05$) al sistema natural (Tabla 15).

Para el % de saturación de bases se observaron mayores valores ($p < 0,05$) en los tratamientos con conservación de residuos (plantación directa y capuera) respecto de MN en el estrato superficial del suelo (Tabla 15).

Los mayores valores de suma de cationes y % de saturación de bases encontrados en los tratamientos con conservación de residuos se deberían a las mayores concentraciones de Ca observadas en los mismos. Asimismo, estos mayores valores de Ca estarían asociados a los mayores valores de pH observados en estas parcelas de estudio y presentados en la sección 2.1.3.2.

Varios autores (Rolfe y Boggess 1973, Tossin 1977, Paula Souza y Paula Souza 1981) evaluaron las concentraciones de cationes en suelos de sistemas naturales y de parcelas con uso forestal. Todos ellos, a diferencia de lo observado en este estudio, reportan disminuciones de los valores de Ca bajo pinares cultivados.

Estos resultados son interesantes, en tanto que, para la comprensión acabada de la dinámica de este nutriente deberían realizarse estudios complementarios relacionados a las características de su ciclo geoquímico (comunes, en principio, a ambas coberturas) y los biogeoquímicos y bioquímicos correspondientes a cada tipo de bosque, los cuales exceden los lineamientos de investigación principales de este trabajo.

En la tabla 16 se presentan los resultados de la prueba sobre muestras apareadas de Ca, Mg, Na y K y en la tabla 17 de la suma de cationes, CIC y % saturación de bases, entre MN y cada uno de los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera, en la capa subsuperficial de suelo (5-15 cm) a los 6 años.

Tabla 16. Resultados de las pruebas sobre muestras apareadas del calcio (Ca), magnesio (Mg), sodio (Na) y potasio (K), para la comparación entre el monte nativo y cada uno de los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera, en la capa subsuperficial de suelo (5-15 cm), a los 6 años.

Subsuperficial (5-15 cm)							
	Trata- miento (1)	Trata- miento (2)	Media (1)	Media (2)	Media Diferencia	Desvío Estándar Diferencia	T
Ca (cmolc kg ⁻¹)	Monte Nativo	Sin Residuos	6,4	7,8	-1,4	1,58	-1,10 ^{NS}
		Quema		9,5	-3,1	1,80	-2,95 ^{NS}
		Plantación Directa		8,1	-1,7	1,41	-2,13 ^{NS}
		Capuera		9,2	-2,8	2,23	-2,17 ^{NS}
Mg (cmolc kg ⁻¹)	Monte Nativo	Sin Residuos	1,9	1,1	0,8	0,81	1,70 ^{NS}
		Quema		1,4	0,5	0,65	1,36 ^{NS}
		Plantación Directa		1,6	0,3	0,35	1,44 ^{NS}
		Capuera		1,8	0,13	0,86	0,26 ^{NS}
Na (cmolc kg ⁻¹)	Monte Nativo	Sin Residuos	0,649	0,646	-0,003	0,13	-0,04 ^{NS}
		Quema		0,645	0,004	0,14	<0,01 ^{NS}
		Plantación Directa		0,697	-0,048	0,05	-1,89 ^{NS}
		Capuera		0,63	0,019	0,13	0,22 ^{NS}
K (cmolc kg ⁻¹)	Monte Nativo	Sin Residuos	0,75	0,43	0,32	0,49	1,12 ^{NS}
		Quema		0,58	0,17	0,43	0,68 ^{NS}
		Plantación Directa		0,44	0,31	0,5	1,06 ^{NS}
		Capuera		0,73	0,02	0,57	0,05 ^{NS}

Media (1) y Media (2): medias aritméticas muestrales; Media Diferencia: media aritmética muestral de la diferencia; Desvío Estándar Diferencia: desvío estándar muestral de la diferencia,

T: estadístico para la hipótesis nula. ^{NS}: no significativo; **: significativo a un nivel de confianza de 0,01; *: significativo a un nivel de confianza de 0,05.

Tabla 17. Resultados de las pruebas sobre muestras apareadas de suma de cationes, capacidad intercambio catiónico (CIC) y % saturación de base para la comparación entre el monte nativo y cada uno de los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera, en la capa subsuperficial de suelo (5-15 cm), a los 6 años.

Subsuperficial (5-15 cm)							
	Trata- miento (1)	Trata- miento (2)	Media (1)	Media (2)	Media Diferencia	Desvío Estándar Diferencia	T
Suma Cat. (cmolc kg⁻¹)	Monte Nativo	Sin Residuos	9,7	9,6	0,1	1,99	0,10 ^{NS}
		Quema		12,1	-2,4	1,2	-3,44 ^{NS}
		Plantación Directa		10,9	-1,2	0,89	-2,32 ^{NS}
		Capuera		12,3	-2,6	2,26	-2,01 ^{NS}
CIC (cmolc kg⁻¹)	Monte Nativo	Sin Residuos	18,3	17,6	0,7	1,93	0,64 ^{NS}
		Quema		17,4	0,9	0,57	2,89 ^{NS}
		Plantación Directa		17,2	1,1	3,32	0,59 ^{NS}
		Capuera		17	1,3	2,58	0,87 ^{NS}
Sat. Bases (%)	Monte Nativo	Sin Residuos	52,7	54,5	-1,8	5,48	-0,58 ^{NS}
		Quema		69,4	-16,7	11,5	-3,19 ^{NS}
		Plantación Directa		64,2	-11,5	14,96	-1,34 ^{NS}
		Capuera		73,1	-20,4	11	-3,18 ^{NS}

Media (1) y Media (2): medias aritméticas muestrales; Media Diferencia: media aritmética muestral de la diferencia; Desvío Estándar Diferencia: desvío estándar muestral de la diferencia, T: estadístico para la hipótesis nula. ^{NS}: no significativo; **: significativo a un nivel de confianza de 0,01; *: significativo a un nivel de confianza de 0,05.

Según se observa en estas tablas, para todas estas variables estudiadas en la capa subsuperficial (5-15 cm) de suelo, no se detectaron diferencias estadísticas significativas ($p < 0,05$) entre el MN y los distintos tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera.

2.1.3. pH en agua y pH en CLK

2.1.3.1. En los distintos manejos

En la tabla 18 se presenta el análisis de varianza ($p < 0,01$) del pH en agua en la capa superficial del suelo (0-5 cm) a los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera. Según se observa en dicha tabla los factores principales tratamiento y año, y la interacción entre ambos factores fueron no significativos ($p < 0,01$).

Tabla 18. Análisis de varianza del pH en agua en la capa superficial de suelo (0-5 cm) a los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera.

<i>pH agua Superficial</i>	numDF	Valor F	Valor p
Tratamiento	3	1,47	0,2504 ^{NS}
Año	1	1,99	0,173 ^{NS}
Bloque	3	1,71	0,1956 ^{NS}
Tratamiento×Año	3	0,03	0,993 ^{NS}

numDF: grados libertad del numerador. ^{NS}: no significativo; **: significativo a un nivel de confianza de 0,01.

Por su parte, según se observa en la tabla 19, el análisis de varianza del pH en agua en la capa subsuperficial de suelo de 5 a 15 cm, resultó significativo ($p < 0,01$) para el factor principal año. En la tabla 20 se observa que el pH en agua disminuyó significativamente ($p < 0,01$) entre los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos. Este hecho podría deberse a un proceso de acidificación producido por liberación de exudados de las raíces en activo crecimiento durante este período, en el extracto subsuperficial del suelo.

Tabla 19. Análisis de varianza del pH en agua en la capa subsuperficial de suelo (5-15 cm) a los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera.

<i>pH agua Subsuperficial</i>	numDF	Valor F	Valor p
Tratamiento	3	1,91	0,1583 ^{NS}
Año	1	32,39	<0,0001**
Bloque	3	1,78	0,1814 ^{NS}
Tratamiento×Año	3	1,04	0,3953 ^{NS}

numDF: grados libertad del numerador. ^{NS}: no significativo; **: significativo a un nivel de confianza de 0,01.

Tabla 20. Prueba de comparaciones múltiples de valores promedio de pH agua, en la capa subsuperficial de suelo (5-15 cm) para los 6 y 9 años.

	Subsuperficial (5-15 cm)	
	6 Años	9 Años
pH agua	6,3 (a)	5,8 (b)

Letras distintas indican diferencias significativas para cada fila (LSD, $p < 0,01$).

En la tabla 21 se presenta el análisis de varianza para el pH en CIK en el estrato superficial (0-5 cm) en los distintos tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera, a los 6 y 9 años de aplicados los mismos. En dicha tabla se observa que las diferencias entre los promedios de esta variable estudiada no resultaron significativas ($p < 0,01$) para ninguno de los factores principales e interacciones evaluadas.

Tabla 21. Análisis de varianza del pH en ClK en la capa superficial de suelo (0-5 cm) a los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera.

<i>pH ClK Superficial</i>	numDF	Valor F	Valor p
Tratamiento	3	5,47	0,0114 ^{NS}
Año	1	3,41	0,079 ^{NS}
Bloque	3	2,27	0,1098 ^{NS}
Tratamiento×Año	3	2,81	0,0643 ^{NS}

numDF: grados libertad del numerador. ^{NS}: no significativo;
 **:significativo a un nivel de confianza de 0,01.

En tanto que, cuando se analizó la significancia de las diferencias ($p < 0,01$) entre los factores principales y la interacción entre los mismos, en la capa subsuperficial de suelo (5-15 cm), se observaron diferencias significativas entre ambos años estudiados (Tabla 22). Estos valores de pH en ClK disminuyeron significativamente ($p < 0,01$) entre los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos (Tabla 23).

Tabla 22. Análisis de varianza del pH en ClK en la capa subsuperficial de suelo (5-15 cm) a los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera.

<i>pH ClK Subsuperficial</i>	numDF	Valor F	Valor p
Tratamiento	3	1,24	0,3193 ^{NS}
Año	1	9,2	0,0063**
Bloque	3	1,12	0,364 ^{NS}
Tratamiento×Año	3	0,54	0,6601 ^{NS}

numDF: grados libertad del numerador. ^{NS}: no significativo;
 **:significativo a un nivel de confianza de 0,01.

Tabla 23. Prueba de comparaciones múltiples de valores promedio de pH en ClK en la capa subsuperficial de suelo (5-15 cm) para los 6 y 9 años.

	Subsuperficial (5-15 cm)	
	6 Años	9 Años
pH ClK	5,6 (a)	5,3 (b)

Letras distintas indican diferencias significativas para cada fila (LSD, $p < 0,01$).

Los valores de pH en agua y pH en ClK encontrados en la capa superficial (0-5 cm) y subsuperficial (5-15 cm) del suelo, a los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera se presentan en el apéndice 12.

Estos resultados encontrados para el pH en ClK siguen la misma tendencia que lo observado para el pH en agua.

Anteriormente en este ensayo otros autores evaluaron el pH en agua en la capa superficial de suelo (0-10 cm) a los 16 meses (Giuffré *et al.* 2002) y a los 24 meses (Fernández *et al.* 2000a) de aplicados los tratamientos, sin observarse diferencias significativas para esta variable estudiada en ninguno de los dos momentos evaluados, estando los valores de pH entre 5,5 y 6 en ambos períodos estudiados.

Con respecto al efecto del fuego sobre el pH los resultados obtenidos por otros investigadores son variados. Según Wells (1979) el pH suele aumentar en suelos quemados por fuego prescripto debido al aporte de cationes procedente de las cenizas, aunque dependiendo de la intensidad de la quema y otras características edáficas puede no haber cambios apreciables. Por su parte, diversos autores (De Bano y Conrad 1978, Díaz-Fierros *et al.* 1982, Stednick *et al.* 1982, Wilbur y Christensen 1983 citados por Marcos *et al.* 1999), señalan que en quemas de baja intensidad no se detectan variaciones de pH o, si se detectan, éstas son muy pequeñas. Asimismo, Soares (1990) y Batista (1995) obtuvieron incrementos no significativos para los valores de pH en profundidades de hasta 10 cm con quemas prescriptas en plantaciones de *Pinus taeda* y de *Pinus caribaea*. Por el contrario, Vega *et al.* (2000) encontraron cambios significativos del pH en quemas prescriptas en *Pinus pinaster* en Galicia y Andalucía, a los dos años de efectuada la quema. También Soares (1985), plantea que la acidez fue reducida, aumentando de dos a tres unidades el pH del suelo después de la quema, regresando a la normalidad cinco años después de la misma. Asimismo, Benítez (2003) y Martínez *et al.* (2003), encontraron aumentos significativos en los valores de pH del suelo a los tres años de ocurrido un incendio en bosques naturales de *P. caribaea* y *P. tropicalis* en Minas de Matahambre y Macurijes, Pinar del Río, respectivamente. Según los antecedentes mencionados podemos observar que el efecto del fuego sobre el pH fue diverso, variando fundamentalmente con la intensidad de la quema y el tiempo transcurrido después de la misma.

Con respecto al efecto de la cantidad de residuos remanentes después de la cosecha sobre el pH del suelo, Olsson *et al.* (1996) y Walmsley *et al.* (2009) realizaron estudios para evaluar el efecto de distintas intensidades de cosecha (cosecha de sólo el fuste, cosecha del fuste y las ramas, cosecha total del árbol). Al igual a lo presentado en este estudio estos autores no observaron diferencias significativas en el pH entre los distintos tratamientos evaluados.

2.1.3.2. En el monte nativo

En las tablas 24 y 25 respectivamente, se presentan los resultados de las pruebas sobre muestras apareadas del pH en agua y del pH en CIK entre el MN y cada uno de los tratamientos (sin residuos, quema, plantación directa y capuera), en el estrato superficial y subsuperficial del suelo.

Según se observa en la tabla 24, en la capa superficial del suelo, se observaron valores de pH en agua significativamente mayores ($p < 0,05$) a MN en tres de los cuatro tratamientos evaluados (sin residuos, quema y capuera).

Tabla 24. Resultados de las pruebas sobre muestras apareadas del pH en agua y del pH en ClK para la comparación entre el monte nativo y cada uno de los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera en la capa superficial de suelo (0-5 cm), a los 6 años.

		Superficial (0-5 cm)					
	Trata- miento (1)	Trata- miento (2)	Media (1)	Media (2)	Media Diferencia	Desvío Estándar Diferencia	T
pH agua	Monte Nativo	Sin Residuos	5,6	6,1	-0,5	0,3	-3,67*
		Quema		6,2	-0,6	0,26	-4,91*
		Plantación Directa		6,0	-0,4	0,3	-2,85 ^{NS}
		Capuera		6,2	-0,6	0,37	-3,39*
pH ClK	Monte Nativo	Sin Residuos	5,0	5,4	-0,4	0,4	-1,86 ^{NS}
		Quema		5,5	-0,5	0,38	-2,61 ^{NS}
		Plantación Directa		5,3	-0,3	0,41	-1,58 ^{NS}
		Capuera		5,5	-0,5	0,45	-2,2 ^{NS}

Media (1) y Media (2): medias aritméticas muestrales; Media Diferencia: media aritmética muestral de la diferencia; Desvío Estándar Diferencia: desvío estándar muestral de la diferencia, T: estadístico para la hipótesis nula. ^{NS}: no significativo; **: significativo a un nivel de confianza de 0,01; *: significativo a un nivel de confianza de 0,05.

Para el estrato subsuperficial del suelo el pH en agua y el pH en ClK en los tratamientos sin residuos y quema presentaron valores significativamente mayores ($p < 0,05$) a MN (Tabla 25).

La tendencia a menores valores de pH observados en MN respecto de los tratamientos con uso forestal, podría deberse al efecto de mayor acumulación de residuos orgánicos sobre la superficie del sistema prístino y a los consecuentes mecanismos responsables de la acidificación del suelo que se producen. Estos residuos orgánicos entran en descomposición formando ácidos orgánicos que al desplazarse al interior del suelo liberan H^+ . Paralelamente, durante la descomposición de los residuos se produce liberación de CO_2 , el cual se combina con agua para formar ácido carbónico. Además, el humus contiene grupos activos que se comportan como ácidos débiles liberando H^+ . Otros mecanismos responsables de la acidificación del suelo son la nitrificación y la mineralización de compuestos azufrados los cuales generan como subproducto iones H^+ que contribuyen a aumentar la acidez del suelo. Estos protones generados a través de estos distintos mecanismos reemplazan a los cationes básicos (Ca^{++} , K^+ y Mg^{++}) en las superficies de las arcillas, propiciando un ambiente más ácido.

Tabla 25. Resultados de las pruebas sobre muestras apareadas del pH en agua y del pH en CIK para la comparación entre el monte nativo y cada uno de los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera en la capa subsuperficial de suelo (5-15 cm), a los 6 años.

Subsuperficial (5-15 cm)							
	Trata- miento (1)	Trata- miento (2)	Media (1)	Media (2)	Media Diferencia	Desvío Estándar Diferencia	T
pH agua	Monte Nativo	Sin Residuos	5,8	6,3	-0,5	0,18	-5,48*
		Quema		6,4	-0,6	0,17	-7,32**
		Plantación Directa		6,1	-0,3	0,37	-1,89 ^{NS}
		Capuera		6,3	-0,5	0,39	-2,72 ^{NS}
pH CIK	Monte Nativo	Sin Residuos	5,1	5,6	-,5	0,31	-3,07*
		Quema		5,7	-0,6	0,08	-14,70**
		Plantación Directa		5,5	-0,4	0,42	-1,67 ^{NS}
		Capuera		5,6	-0,5	0,5	-1,90 ^{NS}

Media (1) y Media (2): medias aritméticas muestrales; Media Diferencia: media aritmética muestral de la diferencia; Desvío Estándar Diferencia: desvío estándar muestral de la diferencia, T: estadístico para la hipótesis nula. ^{NS}: no significativo; **: significativo a un nivel de confianza de 0,01; *: significativo a un nivel de confianza de 0,05.

Asimismo, la tendencia a mayores valores de pH observados en este trabajo en los tratamientos con uso forestal coinciden con lo reportado por Sánchez *et al.* (1985), quienes monitorearon los cambios en las propiedades químicas de un Ultisol que después de ser despojado de su cobertura (bosque natural) fue plantado con *Pinus caribaea* y observaron un aumento en los valores de pH de 3,9 a 4,6. Otros estudios en Malasia, Nigeria, Costa de Marfil y Perú, reportados por Sánchez *et al.* (1983), mostraron tendencias similares en cuanto a reducciones en la acidez ocurridas después de una o más rotaciones de plantaciones forestales. Por su parte, Schnitzer *et al.* (2006) compararon suelos vírgenes con cultivados en Canadá y observaron mayores contenidos de MO y menores valores de pH en suelos vírgenes.

2.2. Fraccionamiento de fósforo

2.2.1. Fracciones de fósforo en los distintos manejos

2.2.1.1. Fósforo inorgánico labil (P_{il})

En la capa superficial del suelo (0-5 cm), luego de realizar el análisis de varianza de las concentraciones de los valores promedios del P_{il}, se detectaron diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,01$) para la interacción de los factores principales (tratamiento×año) (Tabla 26).

En la figura 5 se presentan los resultados de dicha interacción, donde se observa que durante los primeros 6 años desde la aplicación de las distintas prácticas, los

tratamientos con presencia de pinos (sin residuos, quema y plantación directa) presentaron niveles significativamente menores ($p < 0,01$) de Pil en la capa superficial respecto al tratamiento capuera donde ésta especie no fue implantada.

Tabla 26. Análisis de varianza del fósforo inorgánico lábil (Pil) en la capa superficial de suelo (0-5 cm) a los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera.

<i>Pil superficial</i>	numDF	Valor F	Valor p
Tratamiento	3	12,29	0,0001**
Año	1	0,70	0,4108 ^{NS}
Bloque	3	1,25	0,3183 ^{NS}
Tratamiento×Año	3	5,02	0,0088**

numDF: grados libertad del numerador. ^{NS}: no significativo;
 **:significativo a un nivel de confianza de 0,01.

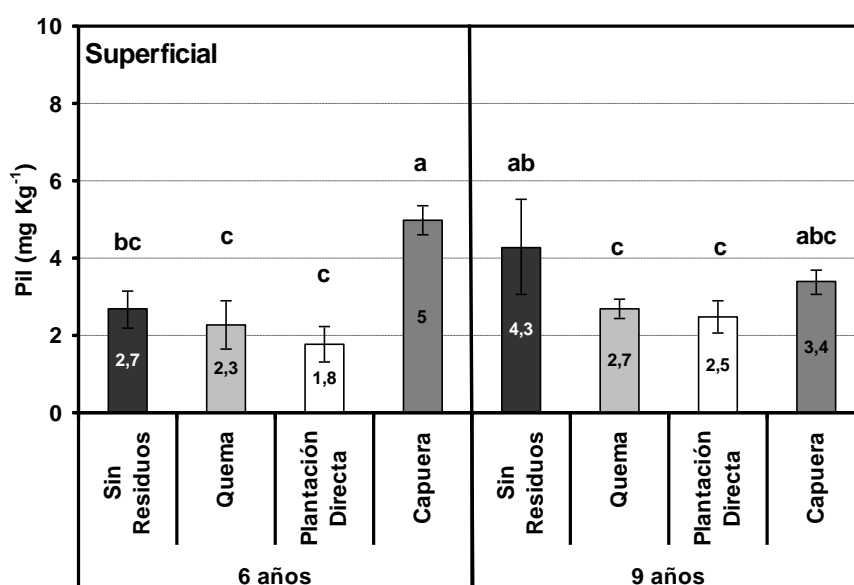


Figura 5. Prueba de comparaciones múltiples de valores promedio de fósforo inorgánico lábil (Pil) en la capa superficial del suelo (0-5 cm) a los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera. Letras distintas indican diferencias significativas (LSD, $p < 0,01$) entre valores promedios de la interacción (tratamiento×año). Las barras sobre las columnas indican el desvío estándar de la variable observada.

Estas diferencias podrían deberse a varios factores, entre ellos, la demanda de esta fracción de P disponible y la distinta cantidad y calidad de los residuos orgánicos aportados por cada tipo de vegetación presente y su posterior mineralización.

En cuanto a la cantidad de residuos orgánicos aportados por la vegetación presente, se observó que en las parcelas con presencia de pino se produce un efecto de sombreo debido al cierre del dosel que provoca una disminución del volumen del sotobosque presente, disminuyendo de esta manera la cantidad de residuos orgánicos aportados por el mismo. Según Moir (1966) la disminución de luz provocada por el bosque influencia negativamente la productividad y reproducción de la vegetación del sotobosque. Asimismo, un estudio realizado en el este de

Arizona, establece que la transmisión de luz es una de las variables más importantes relacionada a la productividad de la biomasa de especies que crecen en los estratos inferiores del bosque (Mc Laughlin 1978). De la misma forma, numerosos autores (Lieffers y Stadt 1994, Griffith 1996, Ricard y Messier 1996, Lindh 2008, Aubin *et al.* 2008) remarcen la importancia de la luz en el crecimiento y performance de la vegetación del sotobosque.

En cuanto a la calidad de los residuos orgánicos aportados por las coníferas es conocido que estas especies tienen un material pobre en sales minerales y bases, por lo cual el material aportado presentaría una menor riqueza en nutrientes, entre ellos el P, respecto al del bosque secundario o capuera. Adicionalmente, los tejidos del género *Pinus* poseen una alta relación C/N y un alto contenido de compuestos recalcitrantes (Barnola *et al.* 1997) que afectan la actividad microbológica y en consecuencia la mineralización del carbono y otros nutrientes contenidos en los restos vegetales (Martins *et al.* 1999). A su vez, según Zou (1992) en plantaciones de pino la tasa de ciclado de P en residuos caídos es más baja que en montes naturales. También Lilienfein *et al.* (2001) observaron en Oxisoles de Brasil menor mineralización de los residuos bajo cultivo de pino que bajo vegetación natural de Cerrado. En tanto que, Lemma *et al.* (2007) en Etiopía reportaron una mineralización de los residuos caídos significativamente mayor en el monte nativo que en el cultivo de *Pinus patula*.

De esta manera, la disminución del aporte de material orgánico por parte del sotobosque, la menor calidad de los residuos aportados por el pino y la menor mineralización bajo este cultivo, provocarían una menor concentración de Pil en el suelo en superficie en los tratamientos con presencia de pinos.

Por otro lado, con respecto a los efectos producidos por la quema Deban y Klopatek (1988), Polglase *et al.* (1992), Rodriguez *et al.* (2009), Galang *et al.* (2010) reportan que es frecuente detectar aumentos en el P disponible en un corto período después de la misma debido a la incorporación de cenizas. Es así que, sobre este mismo experimento, Giuffré *et al.* (2002) informaron mayores niveles de P disponible (Bray 1) a los 16 meses de la quema. Sin embargo, este fenómeno no fue observado en nuestro estudio debido quizás, a los procesos de fijación del P ocurridos durante el extenso período transcurrido desde la aplicación de los tratamientos (6 años) como lo reportado por García Montiel *et al.* (2000). Estos suelos como veremos más adelante, presentan una alta capacidad de adsorción de P.

Según se observa también en la figura 5, a los 9 años en la capa superficial del suelo (0-5 cm), continúa observándose una tendencia (aunque sin diferencias estadísticas significativas ($p < 0,01$)) a mayores valores de Pil en capuera respecto a dos de los tratamientos con pino (quema y plantación directa). Sin embargo, sin residuos presentó un mayor valor de Pil con diferencias significativas ($p < 0,01$) respecto de los otros dos tratamientos con cultivo de pino. Esta diferencia podría deberse a que en el tratamiento sin residuos el menor contenido de COT induciría a la existencia de una comunidad microbiana menor, la cual provocaría una menor demanda de nutrientes entre ellos el P. Por lo tanto, el Pil proveniente de la solubilización por parte de exudados radiculares (ácidos orgánicos y enzimas) estaría aumentando su concentración respecto de los otros tratamientos con presencia de pinos. Según Comerford (1998) y Hisinger (2001) las raíces de las plantas pueden aumentar la disponibilidad de Pi por acidificación de la rizósfera, exudación de ácidos orgánicos y secreción de fosfatasas extracelulares. Bar-Yosef (1996) demostró que la presencia de ácidos orgánicos de bajo peso molecular (ácido cítrico, ácido oxálico) en la rizósfera aumentó la solubilidad de minerales de

P por intercambio de ligandos y formación de complejos de iones metálicos tales como Al, Fe y Ca. Por su parte, Chen *et al.* 2002 en un estudio realizado en suelos de Nueva Zelanda, encontraron aumentos de la exudación de raíces en la rizósfera de *Pinus radiata* comparado con ryegrass, quedando demostrada de esta manera la capacidad del género *Pinus* de solubilizar compuestos fosforados.

A nivel subsuperficial de 5 a 15 cm de suelo, según se observa en la tabla 27 se presentaron diferencias significativas al analizar la interacción (tratamiento×año).

Tabla 27. Análisis de varianza del fósforo inorgánico lábil (Pil) en la capa subsuperficial de suelo (5-15 cm) a los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera.

<i>Pil subsuperficial</i>	numDF	Valor F	Valor p
Tratamiento	3	12,12	0,0001**
Año	1	151,43	<0,0001**
Bloque	3	0,43	0,7362 ^{NS}
Tratamiento×Año	3	9,03	0,0005**

numDF: grados libertad del numerador. ^{NS}: no significativo;
 **:significativo a un nivel de confianza de 0,01.

En la figura 6 se presentan los resultados de la comparación de medias de esta interacción, en ella puede observarse que a los 6 años no hubo diferencias significativas ($p < 0,01$) entre los tratamientos. En tanto que, a los 9 años se observa una menor concentración de Pil ($p < 0,01$) en capuera, lo cual podría ser atribuido a una alta demanda de esta fracción de P disponible debido a un gran desarrollo de la vegetación natural secundaria presente diferente al bosque de pino implantado.

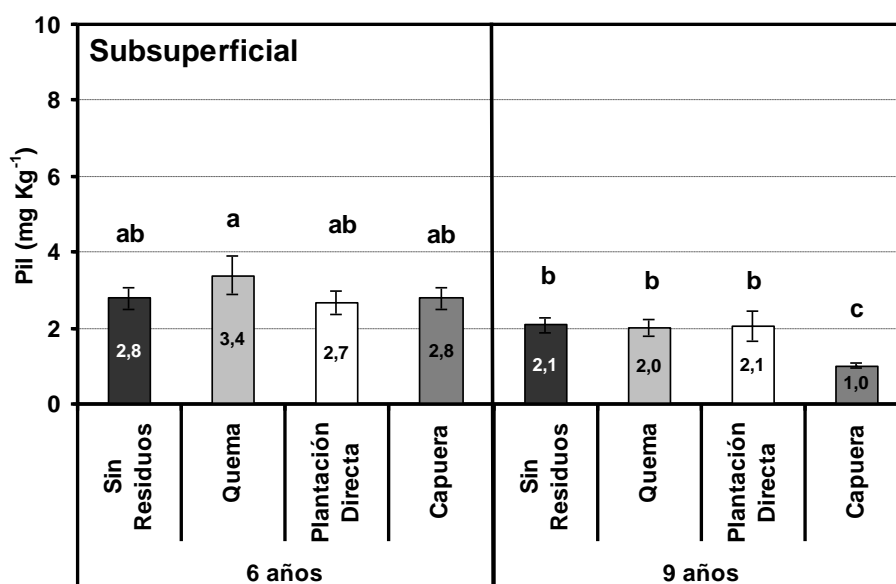


Figura 6. Prueba de comparaciones múltiples de valores promedio de fósforo inorgánico lábil (Pil) en la capa subsuperficial del suelo (5-15 cm) a los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera. Letras distintas indican diferencias significativas (LSD, $p < 0,01$) entre valores promedios de la interacción (tratamiento×año). Las barras sobre las columnas indican el desvío estándar de la variable observada.

Por otra parte, entre los 6 y 9 años, se observó una tendencia general a la disminución del Pil en todos los tratamientos, siendo estadísticamente significativa en los tratamientos de quema y capuera ($p < 0,01$). Esta disminución podría deberse por un lado, a la absorción de esta fracción de P disponible por parte de la vegetación en activo crecimiento con composición de especies diferentes según tratamiento; y por otro lado, a la menor transformación de los residuos a Pil a través de una menor mineralización en esta profundidad. Según Hadas *et al.* 1986, quienes evaluaron la mineralización en perfiles de suelos con diferentes manejos, informaron que la mineralización disminuyó con la profundidad y que hay una relación consistente entre ésta y la tasa de mineralización. También, han sido encontradas correlaciones positivas entre la actividad de la fosfatasa con el carbono orgánico (CO) lo que explicaría la disminución de la actividad con el aumento de la profundidad del perfil y con la disminución de la población microbiana (Harrison, 1983).

A pesar de las diferencias estadísticas observadas en las concentraciones de Pil en los distintos tratamientos en ambas profundidades, es importante mencionar que las mismas son consideradas agrónomicamente bajas. Este hecho se debe a la alta capacidad de adsorción de este elemento en este tipo de suelo. Lo cual hace que la importancia de la fertilidad fosforada en estos suelos esté dirigida principalmente hacia la fracción del Pol (sección 2.2.1.2.1.).

2.2.1.2. Fósforo orgánico lábil (Pol)

En la tabla 28 se presenta el análisis de varianza del Pol en la capa superficial de suelo (0-5 cm) a los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos. Según se observa en dicha tabla se presentaron diferencias significativas ($p < 0,01$) entre los valores promedios de la interacción de los factores principales (tratamiento \times año).

Tabla 28. Análisis de varianza del fósforo orgánico lábil (Pol) en la capa superficial de suelo (0-5 cm) a los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera.

<i>Pol superficial</i>	numDF	Valor F	Valor p
Tratamiento	3	52,86	<0,0001**
Año	1	0,37	0,5492 ^{NS}
Bloque	3	2,24	0,1136 ^{NS}
Tratamiento \times Año	3	19,46	<0,0001**

numDF: grados libertad del numerador. ^{NS}: no significativo;

** : significativo a un nivel de confianza de 0,01.

Como puede observarse en la figura 7, donde se presentan los resultados de la comparación de medias de esta interacción, tanto a los 6 como a los 9 años, en los primeros 5 cm de suelo, la fracción de Pol presentó el menor valor donde fueron extraídos todos los residuos después de la cosecha (sin residuos) con diferencias significativas ($p < 0,01$) respecto de los demás tratamientos. Coincidentemente, como fue mencionado anteriormente, también fueron observados menores valores de COT en este tratamiento (Tabla 5). Además, en la capuera se observó un aumento significativo ($p < 0,01$) de esta fracción durante el transcurso de estos 3 años, manteniéndose relativamente constantes las concentraciones de Pol para los tratamientos quema y plantación directa, y presentándose una disminución significativa ($p < 0,01$) en sin residuos (Figura 7).

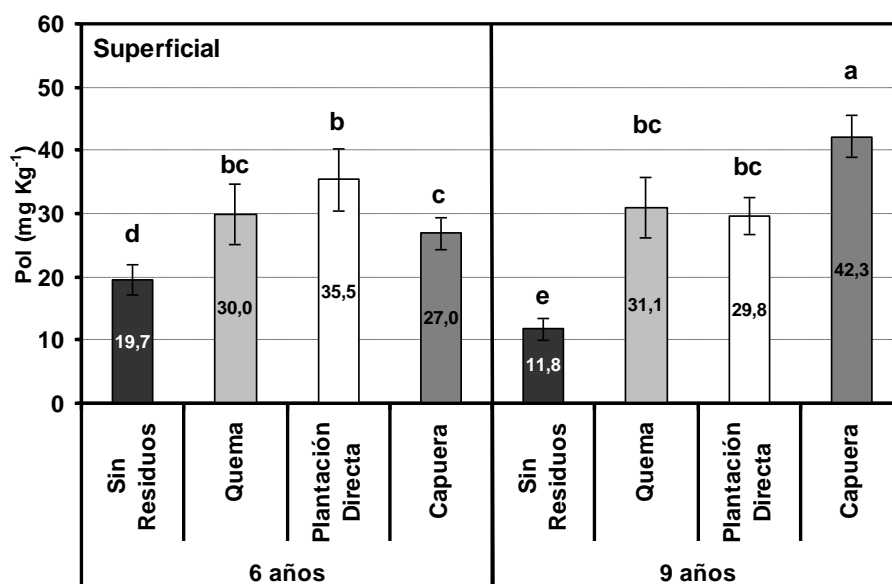


Figura 7. Prueba de comparaciones múltiples de valores promedio de fósforo orgánico lábil (Pol) en la capa superficial del suelo (0-5 cm) a los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera. Letras distintas indican diferencias significativas (LSD, $p < 0,01$) entre valores promedios de la interacción (tratamiento×año). Las barras sobre las columnas indican el desvío estándar de la variable observada.

Las diferencias en las concentraciones de Pol a nivel superficial en los distintos tratamientos estarían dadas principalmente por dos factores: a) diferente cantidad de biomasa aportada por aplicación de distintas prácticas de implantación (remoción, quema o mantenimiento de residuos en superficie) y b) diferente calidad y cantidad de residuos orgánicos aportados por la vegetación presente en cada uno de los tratamientos estudiados.

Con respecto al primer factor mencionado (diferente cantidad de biomasa aportada según tratamiento) se observó que, a nivel superficial, esta fracción presentó altas concentraciones en los tratamientos plantación directa y capuera, lo cual podría deberse a la mayor permanencia de residuos en ambos tratamientos evaluados. Según Tiessen *et al.* (1984) la acumulación de CO resulta en un incremento de las formas de Pol. Al mismo tiempo, esta acumulación de residuos incrementaría la actividad microbiana (Chauhan *et al.* 1981) aumentando presumiblemente la cantidad de Pi inmovilizado como P microbiano (Pol). Büneman *et al.* (2008) estudiaron el efecto de la adición de diferentes fuentes de carbono (C) (glucosa, almidón, celulosa) a suelos ácidos y calcáreos, y encontraron que todas las adiciones de C indujeron a una redistribución del P desde formas inorgánicas a formas orgánicas y condensadas. Asimismo, estos autores observaron un incremento de la biomasa microbiana y de la proporción de hongos en la mayoría de los suelos estudiados.

En relación al otro factor mencionado (diferente calidad y cantidad de residuos orgánicos aportados por la vegetación presente) las diferencias en el manejo de los residuos realizada en los distintos tratamientos (remoción, quema o mantenimiento de residuos en superficie) podrían haber provocado un efecto sobre la diversidad de especies establecidas posteriormente tanto en el sotobosque del cultivo de pino como en la capuera.

Según Jones *et al.* (1999) el manejo de grandes cantidades de residuos de cosecha en plantaciones de eucaliptos afectó la diversidad de especies de la vegetación del sotobosque. Asimismo, varios autores (Nyland *et al.* 1979, Abbott y Crossley 1982, Burger y Prichett 1984, Smith *et al.* 1997, Mathers *et al.* 2003) expresaron que la remoción del residuo de cosecha puede afectar adversamente la fertilidad del sitio, así como también la regeneración y las tasas de supervivencia de especies nativas presentes en el sotobosque (Smith *et al.* 1997, Bauhus *et al.* 2001).

En cuanto a la quema, ha sido sugerido que la misma incrementa la diversidad de especies en áreas que han sido sujetas a la aplicación de fuego (Denslow 1985, Collins y Glenn 1988, Shaoqing *et al.* 2010). Este hecho es debido a que, esta práctica produce una liberación importante de nutrientes que pueden ser absorbidos por las plantas generando de esta manera un rápido crecimiento de la vegetación. Por otro lado, algunos autores (Brinkmann y Vieira 1971, Uhl *et al.* 1981) reportaron que la aplicación de fuego puede matar semillas enterradas en el suelo superficial. Así como también, puede afectar el rebrote de algunas especies a través de la muerte de parte del tejido de crecimiento a partir del cual se regenera la vegetación (Sampiao 1995, Kauffman 1991).

Otra de las condiciones que podría haber afectado la diversidad de especies y el volumen de biomasa del sotobosque y la capuera es el distinto efecto de sombreo producido tanto por el residuo remanente después de la cosecha, como así también la transmisión de la luz por la presencia o ausencia del cultivo de pino. Numerosos estudios reportan el efecto negativo del ensombrecimiento provocado por los residuos de cosechas dejados en superficie sobre el crecimiento del sotobosque varios años después de la plantación o el raleo (Fahey *et al.* 1991, Olsson y Staff 1995). Por su parte, Keenan y Kimmis (1993) observaron que la diversidad de las especies del sotobosque comúnmente declina con el aumento del sombreo. Asimismo, Aubin *et al.* (2008) evaluaron el sotobosque en plantaciones caducas y de coníferas respecto de bosques naturalmente regenerados. Estos autores observaron que el desarrollo del sotobosque en plantaciones de coníferas fue muy diferente en su composición, estructura y funcionalidad respecto al encontrado en habitats regenerados naturalmente dominados por especies caducas de la región.

Entonces, estas diferencias en el volumen y la composición de especies vegetales en los distintos tratamientos estarían generando este aporte y calidad diferencial de productos orgánicos, lo cual provocaría cambios apreciables en el ciclo del P del suelo. Según Yarie (1980), Sparling *et al.* (1994), Kourtev *et al.* (2003) y Niu *et al.* (2007), cambios en la calidad y cantidad de entradas orgánicas a través de la caída de hojas y aporte de raíces (incluyendo exudados) como resultado del cambio de especies vegetales, puede conducir a cambios en la cantidad y composición de las comunidades microbianas, las cuales afectan las transformaciones bioquímicas y biológicas del P orgánico del suelo. Asimismo, Chen *et al.* (2004) manifestaron que el cambio en la vegetación cambió significativamente la naturaleza química del P orgánico presente en el suelo.

Según este estudio la capuera estaría generando un efecto positivo sobre la fracción de Pol en superficie a través del tiempo (Figura 9), ya que se observa un marcado aumento ($p < 0,01$) de la misma entre los 6 y 9 años. Este efecto podría ser debido a un aumento de la biomasa de la vegetación presente en este tratamiento, el cual estaría generando mayor cantidad de residuos orgánicos que llegan al suelo.

En el estrato subsuperficial del suelo (5-15 cm), según el análisis de varianza realizado se observaron diferencias significativas ($p < 0,01$) en los factores principales tratamiento y año (Tabla 29).

Tabla 29. Análisis de varianza del fósforo orgánico lábil (Pol) en la capa subsuperficial de suelo (5-15 cm) a los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera.

<i>Pol subsuperficial</i>	numDF	Valor F	Valor p
Tratamiento	3	9,70	0,0003**
Año	1	72,62	<0,0001**
Bloque	3	0,89	0,4621 ^{NS}
Tratamiento×Año	3	3,15	0,0463 ^{NS}

numDF: grados libertad del numerador. ^{NS}: no significativo;
 **:significativo a un nivel de confianza de 0,01.

Los tratamientos con conservación de residuos plantación directa y capuera, presentaron las mayores concentraciones de Pol con diferencias significativas ($p < 0,01$) respecto del tratamiento sin residuos donde los mismos fueron extraídos (Tabla 30). A su vez, se observó un aumento generalizado de esta fracción en todos los tratamientos entre los 6 y 9 años con diferencias significativas entre ambos años estudiados (Tabla 31).

Tabla 30. Prueba de comparaciones múltiples de valores promedio de fósforo orgánico lábil (Pol) en la capa subsuperficial de suelo (5-15 cm) para los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera.

Tratamiento	Subsuperficial (5-15 cm)			
	Sin Residuos	Quema	Plantación Directa	Capuera
Pol (mg Kg ⁻¹)	21,4 (b)	25,5 (ab)	28,7 (a)	29,5 (a)

Letras distintas indican diferencias significativas para cada fila (LSD, $p < 0,01$).

Tabla 31. Prueba de comparaciones múltiples de valores promedio de fósforo orgánico lábil (Pol) en la capa subsuperficial de suelo (5-15 cm) para los 6 y 9 años.

	Subsuperficial (5-15 cm)	
	6 Años	9 Años
Pol (mg Kg ⁻¹)	21,1 (b)	31,4 (a)

Letras distintas indican diferencias significativas para cada fila (LSD, $p < 0,01$).

Los aumentos de Pol observados en el estrato subsuperficial fueron para sin residuos 105%, quema 62%, capuera 35% y plantación directa 23%. Estos aumentos podrían haberse producido debido a la solubilización de formas de P orgánico más estables (Pres) a través de raíces (ácidos orgánicos y fosfatasas ácidas), bacterias solubilizadoras de P de vida libre y micorrización. Ha sido encontrado que las hifas de las ectomicorrizas producen enzimas fosfatasas, fitasas y ácidos orgánicos de bajo peso molecular, los cuales pueden producir la solubilización e hidrólisis enzimática de P orgánico recalcitrante en el suelo (Jones *et al.* 1998, Yadav y Tarafdar 2003). Cabe mencionar que, se observó una disminución significativa ($p < 0,01$) del Pres en los tratamientos sin residuos y quema, donde se observaron los mayores aumentos de Pol, entre los 6 y 9 años, en esta capa subsuperficial del suelo estudiada. Por otra parte, el aporte de los residuos

orgánicos provenientes de raíces de la vegetación del sotobosque y del cultivo, podría haber producido un aumento del Pol en subsuperficie. Esto se debería a que, durante el desarrollo del cultivo de pino, aumenta el efecto de ensombrecimiento, el cual, como fue mencionado anteriormente en esta misma sección, va produciendo cambios en el volumen y en la composición de las especies del sotobosque presente.

En el apéndice 13 se presentan los valores de Pol encontrados en los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera, en la capa subsuperficial de suelo (5-15 cm) a los 6 y 9 años de aplicados los mismos.

2.2.1.2.1. Importancia del fósforo orgánico lábil

Es de destacar que, en relación a las fracciones de Pi y Po más disponibles en el suelo, en zonas tropicales y subtropicales como la de este estudio, el Pol cobra mayor relevancia debido a las altas tasas de mineralización que se presentan en estos ambientes (Stewart y Sharpley 1987). Además, particularmente en suelos de ecosistemas bajo vegetación permanente como en este caso, las formas orgánicas de P pueden representar entre el 50 y el 80% del P total (Achat *et al.* 2009, Attiwill y Adams 1993, Harrison 1983). De esta manera, la biodisponibilidad del P dependerá entonces en gran medida de la mineralización del P orgánico en este sistema (Attiwill y Adams 1993, Tiessen *et al.* 1984).

De esta manera, la concentración de Pil se encuentra en un equilibrio muy dinámico relacionado principalmente a las demandas por parte de la vegetación. En tanto que, el Pol constituye una forma de reserva fácilmente disponible para las plantas, por lo que adquiere mayor importancia en la nutrición fosforada y es la fracción de P que debe ser principalmente considerada en este tipo de sitios productivos.

2.2.1.3. Fósforo inorgánico moderadamente lábil (Piml)

Para el Piml, en la capa superficial de suelo (0-5 cm), luego de realizar el análisis de varianza se detectaron diferencias estadísticas significativas ($p < 0,01$) para los valores promedios de la interacción de los factores principales (tratamiento \times año) (Tabla 32).

Tabla 32. Análisis de varianza del fósforo inorgánico moderadamente lábil (Piml) en la capa superficial de suelo (0-5 cm) a los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera.

<i>Piml superficial</i>	numDF	Valor F	Valor p
Tratamiento	3	2,86	0,0613 ^{NS}
Año	1	0,08	0,7771 ^{NS}
Bloque	3	0,41	0,7497 ^{NS}
Tratamiento \times Año	3	5,55	0,0058**

numDF: grados libertad del numerador. ^{NS}: no significativo;

** : significativo a un nivel de confianza de 0,01.

En la figura 8 se presentan los resultados obtenidos en la prueba de comparaciones múltiples para esta interacción. En dicha figura se observa que, a los 6 años, el tratamiento con quema presentó el máximo valor con diferencias significativas ($p < 0,01$) respecto de los tratamientos con conservación de residuos, plantación directa y capuera. Esto podría deberse a la unión del P liberado durante la quema, con las arcillas y óxidos e hidróxidos de Fe y Al luego de la aplicación

del fuego (Romanyá *et al.* 1994, Galang *et al.* 2010). En tanto que, en los tratamientos con conservación de residuos el menor valor de Piml observado estaría relacionado a la unión del P con la MO a través de distintos mecanismos después de aplicada dicha práctica (Harter 1969, Stevenson y Cole 1999), disminuyendo la adsorción del mismo a arcillas y a óxidos e hidróxidos de Fe y Al. Sin embargo, estos efectos no fueron observados en dicha profundidad después de transcurridos 3 años más.

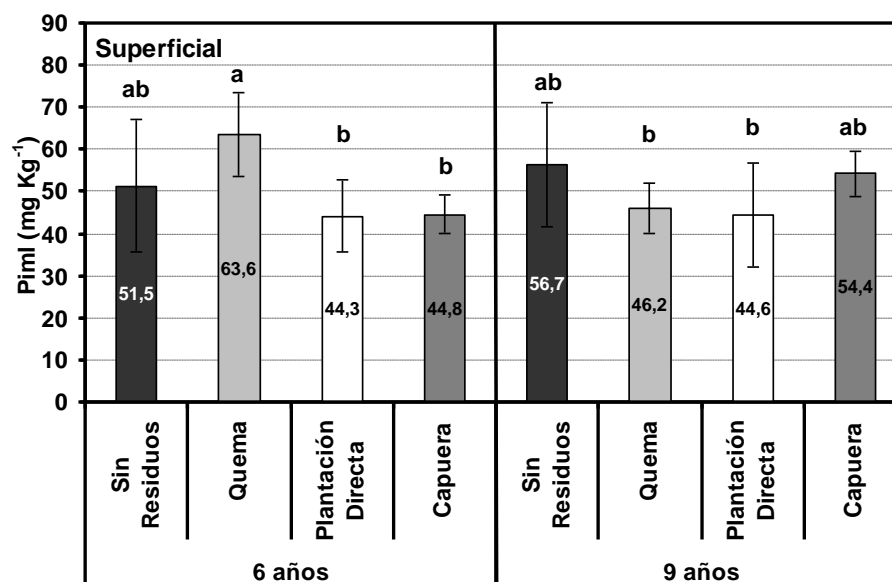


Figura 8. Prueba de comparaciones múltiples de los valores promedio de fósforo inorgánico moderadamente lábil (Piml) en la capa superficial del suelo (0-5 cm) a los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos sin residuos, plantación directa y capuera. Letras distintas indican diferencias significativas (LSD, $p < 0,01$) entre valores promedios de la interacción (tratamiento×año). Las barras sobre las columnas indican el desvío estándar de la variable observada.

Por su parte, en el estrato subsuperficial de 5 a 15 cm, el análisis de la varianza también produjo diferencias estadísticas significativas ($p < 0,01$) para la interacción de los factores principales (tratamiento×año) (Tabla 33).

Tabla 33. Análisis de varianza del fósforo inorgánico moderadamente lábil (Piml) en la capa subsuperficial de suelo (5-15 cm) a los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera.

<i>Piml subsuperficial</i>	numDF	Valor F	Valor p
Tratamiento	3	21,38	<0,0001**
Año	1	2,31	0,1438 ^{NS}
Bloque	3	0,27	0,8447 ^{NS}
Tratamiento×Año	3	5,41	0,0065**

numDF: grados libertad del numerador. ^{NS}: no significativo;
 **:significativo a un nivel de confianza de 0,01.

En el estrato subsuperficial del suelo, a los 6 años, los tratamientos de quema y capuera presentaron valores significativamente menores ($p < 0,01$) de Piml respecto de los demás tratamientos (Figura 9). Por un lado, el bajo valor de Piml observado en el tratamiento con uso del fuego estaría indicando que, a diferencia de lo

observado en la capa superficial (0-5 cm), la quema de residuos no tendría efecto sobre esta fracción en el suelo subsuperficial (5-15 cm). Por otro lado, estos menores valores observados tanto en quema como en capuera, podrían deberse a un efecto de desorción de P producido por una mayor demanda de este elemento en subsuperficie por parte de las especies vegetales presentes en estos tratamientos. Durante el proceso de quema se produce una liberación de nutrientes que aumenta la fertilidad del sitio y genera un mayor crecimiento de las especies vegetales que se establecen luego del fuego. Varios autores (Schoch y Binkley 1986, Neary *et al.* 1999, Carter y Foster 2004) demostraron que la combustión de los residuos orgánicos resultó en la mineralización y liberación de nutrientes disponibles para las plantas. Por su parte, en la capuera al no existir el bosque implantado con pinos, no se genera el efecto de sombreo por parte del mismo, favoreciendo estas condiciones un mayor desarrollo de la vegetación secundaria en este tratamiento, como fue explicado en la sección 2.2.1.2.. Este importante desarrollo de la vegetación generaría una mayor demanda de nutrientes entre ellos el P. En un estudio realizado por Rebottaro y Cabrelli (2007) informaron que luego de seis años la regeneración natural de la vegetación posterior a una tala rasa de *Pinus elliottii* (semejante a nuestro tratamiento capuera) acumuló mayor volumen de biomasa por ha respecto a una plantación de *Pinus elliottii*.

Para el muestreo realizado a los 9 años, no se presentaron diferencias significativas ($p < 0,01$) entre tratamientos para la concentración de Piml en ninguna de las dos profundidades estudiadas (Figuras 8 y 9), indicando que los efectos del manejo observados a los 6 años tenderían a desaparecer a través del tiempo.

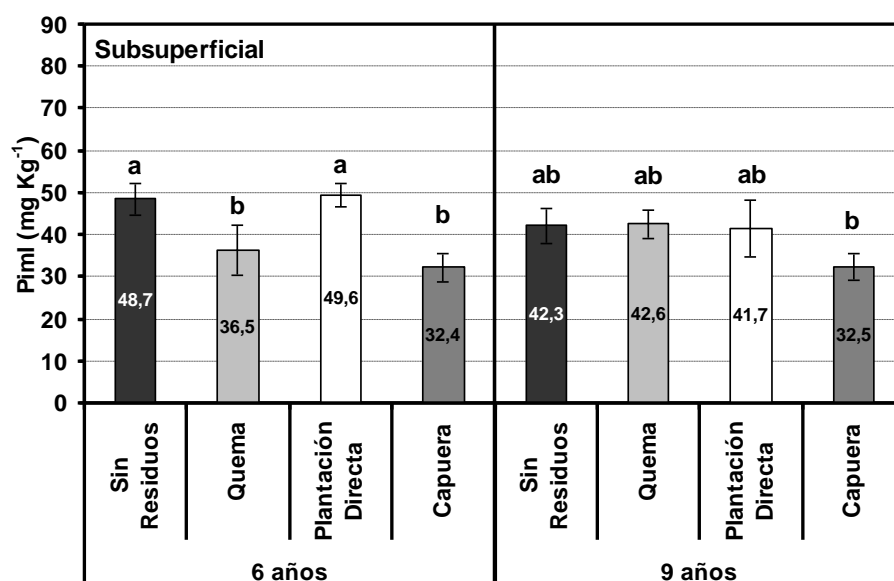


Figura 9. Prueba de comparaciones múltiples de los valores promedio de fósforo inorgánico moderadamente lábil (Piml) en la capa subsuperficial del suelo (5-15 cm) a los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos sin residuos, plantación directa y capuera. Letras distintas indican diferencias significativas (LSD, $p < 0,01$) entre valores promedios de la interacción (tratamiento×año). Las barras sobre las columnas indican el desvío estándar de la variable observada.

2.2.1.4. Fósforo orgánico moderadamente lábil (Poml)

Al realizar el análisis de varianza del Poml en los estratos superficial (0-5 cm) y subsuperficial (5-15 cm) del suelo, se comprobó que hubo diferencias significativas ($p < 0,01$) para la interacción de los factores evaluados (tratamiento×año) (Tablas 34 y 35).

Tabla 34. Análisis de varianza del fósforo orgánico moderadamente lábil (Poml) en la capa superficial de suelo (0-5 cm) a los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera.

<i>Poml superficial</i>	numDF	Valor F	Valor p
Tratamiento	3	92,58	<0,0001**
Año	1	366,98	<0,0001**
Bloque	3	0,83	0,494 ^{NS}
Tratamiento×Año	3	15,61	<0,0001**

numDF: grados libertad del numerador. ^{NS}: no significativo;
 **:significativo a un nivel de confianza de 0,01.

Tabla 35. Análisis de varianza del fósforo orgánico moderadamente lábil (Poml) en la capa subsuperficial de suelo (5-15 cm) a los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera.

<i>Poml subsuperficial</i>	numDF	Valor F	Valor p
Tratamiento	3	42,57	<0,0001**
Año	1	10,29	0,0042**
Bloque	3	2,19	0,1197 ^{NS}
Tratamiento×Año	3	29,44	<0,0001**

numDF: grados libertad del numerador. ^{NS}: no significativo;
 **:significativo a un nivel de confianza de 0,01.

Algunos autores encontraron disminución de las fracciones orgánicas después de la quema (Romanyá *et al.* 1994). Sin embargo, según se observa en la figura 10 donde se presenta la prueba de comparaciones múltiples para la interacción estudiada, se observó que en la capa superficial, a los 6 años, el tratamiento con fuego, presentó un valor alto significativo ($p < 0,01$) en la concentración de Poml. Tal situación podría ser atribuida a que el Pi liberado durante la quema habría sido transformado a Po a través de procesos de síntesis de biomasa microbiana y vegetal después de aplicada dicha práctica. Según Bünemann *et al.* (2008) los microorganismos del suelo sintetizan y liberan P orgánico. A su vez, a través del tiempo parte de este Po podría haberse estabilizado como resultado del proceso de humificación y por interacciones con compuestos inorgánicos del suelo. Según Torn *et al.* 2002 y Hagedorn *et al.* 2003, la adsorción de la MO a la superficie mineral conduce a una estabilización duradera de la misma.

Por su parte, el mayor valor ($p < 0,01$) observado en el tratamiento capuera en el estrato superficial, tanto a los 6 como a los 9 años de aplicados los mismos, podría deberse a la mayor calidad de los residuos orgánicos aportados en este tratamiento, provocando un incremento de las fracciones orgánicas moderadamente lábiles vía biomasa microbiana, tanto en la capa superficial como subsuperficial del suelo (Figuras 10 y 11).

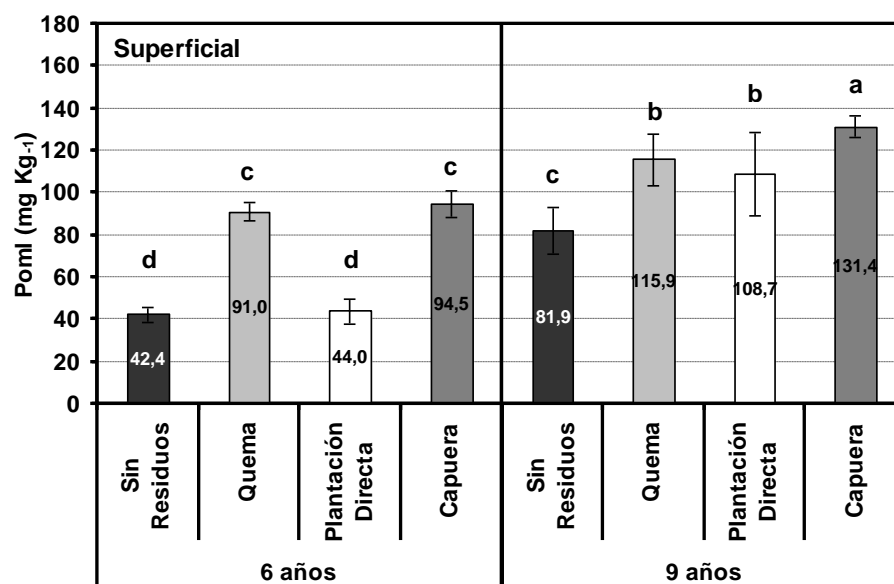


Figura 10. Prueba de comparaciones múltiples de los valores promedio de fósforo orgánico moderadamente lábil (Poml) en la capa superficial del suelo (0-5 cm) a los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos sin residuos, plantación directa y capuera. Letras distintas indican diferencias significativas (LSD, $p<0,01$) entre valores promedios de la interacción (tratamiento×año). Las barras sobre las columnas indican el desvío estándar de la variable observada.

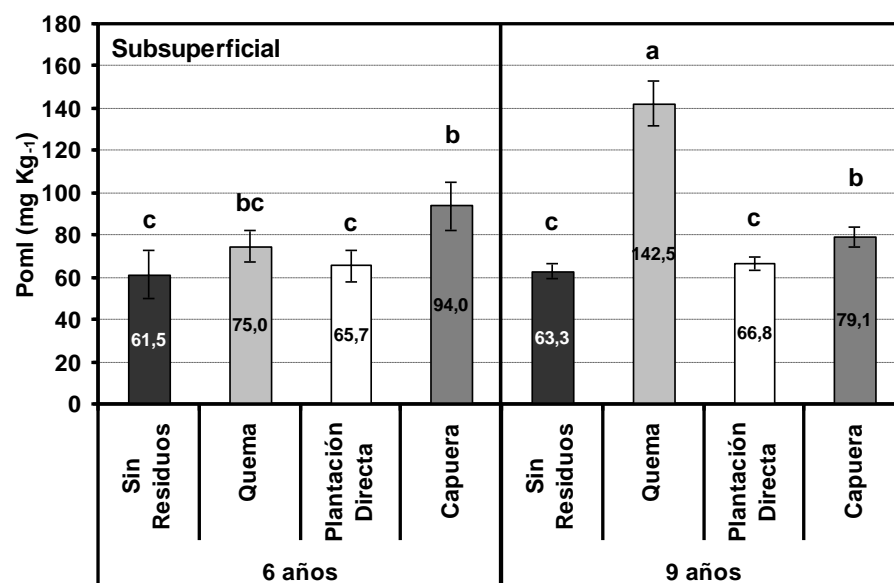


Figura 11. Prueba de comparaciones múltiples de los valores promedio de fósforo orgánico moderadamente lábil (Poml) en la capa subsuperficial del suelo (5-15 cm) a los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos sin residuos, plantación directa y capuera. Letras distintas indican diferencias significativas (LSD, $p<0,01$) entre valores promedios de la interacción (tratamiento×año). Las barras sobre las columnas indican el desvío estándar de la variable observada.

A su vez, se observó en superficie (0-5 cm) un aumento ($p<0,01$) de esta fracción en todos los tratamientos después de transcurridos 3 años (entre los 6 y 9 años) (Figura 10). Los aumentos observados fueron de 27% en quema, 39% en

capuera, 93% en sin residuos y 147% en plantación directa. Este aumento del Poml podría deberse a la estabilización del Po a través de la humificación y las interacciones con compuestos inorgánicos del suelo durante los 3 años transcurridos. Según Tiessen *et al.* (1984) y Sharpley *et al.* (1987) a través del tiempo, ambos procesos biológico y geoquímico transforman el P inorgánico en formas más estables de P orgánico e inorgánico en el suelo. En suelos Inceptisoles de Chile el Poml se correlacionó negativamente con el P lábil sugiriendo al igual que en suelos ácidos Ultisoles que esta fracción de Po menos disponible podría ser un destino del P lábil (Thomas *et al.* 1999).

A nivel subsuperficial el Poml presentó un aumento ($p < 0,01$) en su concentración del 90% entre el 6° y 9° año sólo en el tratamiento con quema (Figura 11), lo cual podría deberse al pasaje desde P residual a Poml a través de distintos mecanismos de solubilización (actividad de ácidos orgánicos y fosfatasa ácidas de raíces, bacterias solubilizadoras de P de vida libre y micorrización), ya que se observa una marcada disminución del P residual a esta profundidad para este mismo período.

2.2.1.5. Fósforo inorgánico unido a calcio (Pca)

En las capas superficial (0-5 cm) y subsuperficial (5-15 cm) del suelo, luego de realizar el análisis de varianza para el Pca no se detectaron diferencias significativas ($p < 0,01$) en ninguna de las fuentes de variación (Tablas 36 y 37).

Tabla 36. Análisis de varianza del fósforo inorgánico unido a calcio (Pca) en la capa superficial de suelo (0-5 cm) a los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera.

<i>Pca superficial</i>	numDF	Valor F	Valor p
Tratamiento	3	0,79	0,5125 ^{NS}
Año	1	0,22	0,6448 ^{NS}
Bloque	3	0,56	0,6500 ^{NS}
Tratamiento×Año	3	0,34	0,7962 ^{NS}

numDF: grados libertad del numerador. ^{NS}: no significativo;
 **:significativo a un nivel de confianza de 0,01.

Tabla 37. Análisis de varianza del fósforo inorgánico unido a calcio (Pca) en la capa subsuperficial de suelo (5-15 cm) a los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera.

<i>Pca subsuperficial</i>	numDF	Valor F	Valor p
Tratamiento	3	1,73	0,1906 ^{NS}
Año	1	0,56	0,4622 ^{NS}
Bloque	3	0,36	0,7842 ^{NS}
Tratamiento×Año	3	1,98	0,1486 ^{NS}

numDF: grados libertad del numerador. NS: no significativo;
 **:significativo a un nivel de confianza de 0,01.

La fracción Pca presentó valores muy bajos, menores a 11 mg kg^{-1} para todos los tratamientos en ambas profundidades y años estudiados, sugiriendo que existe poco P unido a Ca, tal como es esperado en este tipo de suelos altamente intemperizados (Walker y Syers 1976, Smeck 1985).

En el apéndice 13 se presentan los valores de Pca observados en cada uno de los tratamientos evaluados sin residuos, quema, plantación directa y capuera, en el

estrato superficial (0-5 cm) y subsuperficial (5-15 cm) del suelo, a los 6 y 9 años de aplicados los mismos.

2.2.1.6. Fósforo residual (Pres)

En este estudio, el Pres presenta las concentraciones más altas en todos los tratamientos, tanto a nivel superficial como subsuperficial, constituyendo entre el 55% y el 79% del P total del suelo. El Pres se encuentra en constante equilibrio con todas las demás fracciones a través de procesos geoquímicos y biológicos producidos en el suelo.

En la tabla 38 se presenta el análisis de varianza del Pres para el estrato superficial de 0 a 5 cm del suelo, a los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera. En dicha tabla se observa que para esta fracción de P no se detectaron diferencias significativas ($p < 0,01$) en ninguna de las fuentes de variación.

Tabla 38. Análisis de varianza del fósforo residual (Pres) en la capa superficial de suelo (0-5 cm) a los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera.

<i>Pres superficial</i>	numDF	Valor F	Valor p
Tratamiento	3	3,81	0,0252 ^{NS}
Año	1	1,42	0,2460 ^{NS}
Bloque	3	3,05	0,0510 ^{NS}
Tratamiento×Año	3	2,99	0,0542 ^{NS}

numDF: grados libertad del numerador. NS: no significativo;

**:significativo a un nivel de confianza de 0,01.

En el apéndice 13 se presentan los valores de Pres observados en cada uno de los tratamientos evaluados sin residuos, quema, plantación directa y capuera, en el estrato superficial del suelo (0-5 cm) a los 6 y 9 años de aplicados los mismos.

En la capa subsuperficial del suelo (5-15 cm), al realizar el análisis de varianza para el Pres se detectó que hubo diferencias significativas ($p < 0,01$) para la interacción de los factores principales (tratamiento×año) (Tabla 39).

Tabla 39. Análisis de varianza del fósforo residual (Pres) en la capa subsuperficial de suelo (5-15 cm) a los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera.

<i>Pres subsuperficial</i>	numDF	Valor F	Valor p
Tratamiento	3	12,82	0,0001**
Año	1	39,65	<0,0001**
Bloque	3	3,76	0,0264 ^{NS}
Tratamiento×Año	3	11,89	0,0001**

numDF: grados libertad del numerador. NS: no significativo;

**:significativo a un nivel de confianza de 0,01.

En la figura 12 se presentan los resultados obtenidos de la prueba de comparaciones múltiples para el Pres en la capa subsuperficial del suelo. Según se observa en dicha figura la concentración de Pres a esta profundidad fue similar ($p < 0,01$) para todos los tratamientos a los 6 años de aplicados los mismos. Después de transcurridos 3 años se observó, una significativa disminución ($p < 0,01$) de la misma en los tratamientos sin residuos y quema, y es de destacar que, como fue

presentado en la sección 2.2.1.2., paralelamente se observó un mayor aumento del Pol en estos tratamientos, por lo cual es de presumir que podría existir algún mecanismo que estaría provocando el pasaje del P más recalcitrante hacia esta última fracción. Posiblemente, en estos tratamientos con extracción de residuos y con quema, la composición de especies vegetales diferentes del sotobosque podría estar ejerciendo un efecto diferencial de solubilización de las formas del Pres a través de exudados de raíces y composición de la población microbiana y fúngica del suelo.

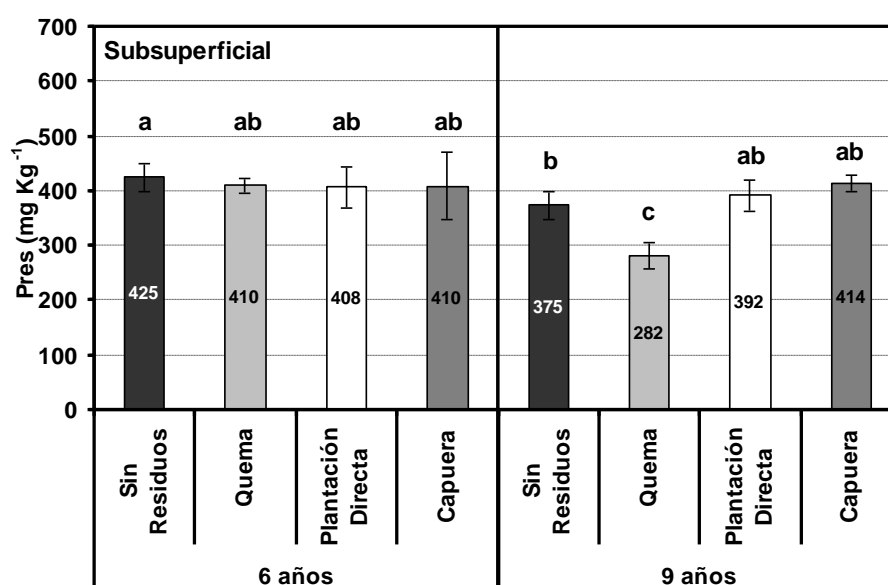


Figura 12. Prueba de comparaciones múltiples de los valores promedio de fósforo residual (Pres) en la capa subsuperficial del suelo (5-15 cm) a los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos sin residuos, plantación directa y capuera. Letras distintas indican diferencias significativas (LSD, $p < 0,01$) entre valores promedio de la interacción (tratamiento×año). Las barras sobre las columnas indican el desvío estándar de la variable observada.

2.2.1.7. Fósforo total (*P total*)

En la tabla 40 se presenta el análisis de varianza del P total en la capa superficial de suelo (0-5 cm) a los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera. Según se observa en dicha tabla no se detectaron diferencias significativas ($p < 0,01$) en ninguna de las fuentes de variación, indicando que no habría efecto de los diferentes manejos para ésta variable estudiada en la profundidad 0-5 cm.

Tabla 40. Análisis de varianza del fósforo total (P total) en la capa superficial de suelo (0-5 cm) a los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera.

<i>P total superficial</i>	numDF	Valor F	Valor p
Tratamiento	3	2,85	0,062 ^{NS}
Año	1	0,44	0,5149 ^{NS}
Bloque	3	3,28	0,0410 ^{NS}
Tratamiento×Año	3	1,68	0,2009 ^{NS}

numDF: grados libertad del numerador. NS: no significativo;

**:significativo a un nivel de confianza de 0,01.

Semejante a lo observado en este estudio, en un trabajo llevado a cabo por Aparicio *et al.* (2008), quienes evaluaron en un suelo arenoso de Corrientes el comportamiento del P en diferentes sistemas de manejo de los residuos similares a los de este estudio, observaron que los distintos tratamientos no produjeron cambios significativos en las reservas totales de P en dichos suelos. Asimismo, Lilienfein *et al.* (2002) trabajando en suelos Oxisoles observaron después de 20 años con distintos usos, entre ellos eucaliptos y pinos, que el P total se mantuvo en concentraciones similares. Sin embargo, en otro estudio, Neufeldt *et al.* (1999) encontraron tras 8 años con distintos usos (pasturas, cultivos y pinos) un incremento de los niveles de dicho parámetro. Como puede observarse los cambios sobre el P total están condicionados por el tiempo, así como por las características climáticas, edáficas, extracción de la vegetación y de manejo de las plantaciones.

En el apéndice 13 se presentan los valores de P total observados en el estrato superficial de 0 a 5 cm del suelo, en los distintos tratamientos evaluados a los 6 y 9 años de aplicados los mismos.

Para la capa subsuperficial del suelo (5-15 cm) el P total no fue significativamente diferente ($p < 0,01$) en los tratamientos evaluados, sin embargo, sí se observaron diferencias significativas ($p < 0,01$) entre ambos años estudiados (Tabla 41).

Tabla 41. Análisis de varianza del fósforo total (P total) en la capa subsuperficial de suelo (5-15 cm) a los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera.

<i>P total subsuperficial</i>	numDF	Valor F	Valor p
Tratamiento	3	4,67	0,0119 ^{NS}
Año	1	15,42	0,0008**
Bloque	3	3,32	0,0396 ^{NS}
Tratamiento×Año	3	1,76	0,1852 ^{NS}

numDF: grados libertad del numerador. NS: no significativo;

**.:significativo a un nivel de confianza de 0,01.

Según la prueba de comparaciones múltiples realizada se observó una disminución significativa ($p < 0,01$) del P total entre los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos (Tabla 42).

Tabla 42. Prueba de comparaciones múltiples de valores promedio de fósforo total (P total) en la capa subsuperficial de suelo (5-15 cm) para los 6 y 9 años.

	Subsuperficial (5-15 cm)	
	6 Años	9 Años
P total (mg Kg⁻¹)	564,2 (a)	533,9 (b)

Letras distintas indican diferencias significativas para cada fila (LSD, $p < 0,01$).

Esta disminución podría deberse al movimiento del P desde el suelo hacia la biomasa arbórea debido a la activa absorción de este nutriente por parte de la vegetación presente, haciendo que pase a formar parte de la biomasa vegetal dejando de ser parte del P del suelo. Este movimiento del P hacia la biomasa del rodal, teniendo en cuenta el ciclo de este nutriente, sería posteriormente exportado

en el momento de la cosecha siendo eliminado del sistema. Tres etapas fundamentales comprenden el ciclo de los nutrientes: entrada, circulación en el interior del ecosistema y salida (Binkley 1993). Para el caso del P, en sistemas sin aportes por fertilización como es el caso de este estudio, las entradas básicamente comprenden las precipitaciones y la meteorización de la roca madre. La circulación en el interior del ecosistema se da por el movimiento de este nutriente entre la biomasa, la necromasa y el suelo, mientras que las pérdidas se centran básicamente en la extracción en cosechas.

Según los datos obtenidos en este trabajo, en la capa subsuperficial del suelo de 5 a 15 cm, en promedio la disminución anual de la concentración de P total considerándola constante, sería de $10 \text{ mg kg}^{-1} \text{ año}^{-1}$, equivalente a una pérdida de $12 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ para este sistema, en este período de 3 años entre los 6 y 9 años de la implantación.

En el apéndice 13 se presentan los valores de P total observados en el estrato superficial (0-5 cm) y subsuperficial (5-15 cm) del suelo en los distintos tratamientos estudiados a los 6 y 9 años de aplicados los mismos.

2.2.2. Fracciones de fósforo en el monte nativo

2.2.2.1. Capa superficial de suelo

En la tabla 43 se presentan los resultados de las pruebas sobre muestras apareadas de las fracciones Pil, Pol, Piml y Poml y en la tabla 44 los resultados de Pca, Pres y P total entre MN y cada uno de los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera, en la capa superficial de suelo (0-5 cm), a los 6 años.

Según se observa en la tabla 43 el tratamiento capuera es el único que presentó concentraciones de Pil similares ($p < 0,05$) a las observadas en el MN. En tanto que, los demás tratamientos presentaron valores ($p < 0,05$) por debajo de dicha concentración. Esto estaría indicando que el mantenimiento de residuos en superficie y la posterior regeneración del bosque secundario (capuera) es el manejo que, posteriormente a un uso forestal, permitiría conservar y restaurar la concentración de Pil a valores similares a los presentados en el sistema natural.

Los tratamientos con quema, plantación directa y capuera presentaron valores de Pol similares al MN. En tanto que, el tratamiento sin residuos presentó un valor inferior ($p < 0,01$) al observado en dicho sitio de referencia. Para este tratamiento la menor concentración de Pol podría deberse a un menor aporte de residuos por extracción total de los mismos (Tabla 43).

Según se observa en la tabla 43 la concentración de Piml en la capa superficial presentó mayores valores ($p < 0,05$) en todos los tratamientos respecto de MN, con mayores valores para las diferencias entre medias en los tratamientos sin residuos ($26,3 \text{ mg kg}^{-1}$) y quema ($38,3 \text{ mg kg}^{-1}$). Este hecho estaría indicando una tendencia a una mayor adsorción de P por parte de arcillas y de óxidos e hidróxidos de Fe y Al con el uso y la aplicación de las distintas prácticas de implantación, con un efecto más pronunciado en los tratamientos con extracción total de residuos y uso del fuego.

Para la fracción de Poml en la capa superficial del suelo (0-5 cm), se observa que las concentraciones de los tratamientos quema y capuera presentaron valores estadísticamente similares ($p < 0,01$) a los observados en el MN (Tabla 43). En tanto que, en sin residuos y plantación directa fueron significativamente menores ($p < 0,01$) al sistema prístino. El menor valor observado en el tratamiento sin residuos respecto de MN podría deberse a las menores concentraciones de COT encontradas en las parcelas con extracción de residuos. En tanto que, en plantación

directa la menor concentración de Poml observada podría ser atribuida a una menor calidad de los residuos aportados por los pinos en relación a la calidad de los residuos aportados por el MN o por la capuera. En el tratamiento de quema, como fue explicado en 2.2.1.4., las concentraciones de Poml observadas se deberían al efecto del fuego que produjo liberación de Pi disponible el cual habría sido transformado a Po a través de la síntesis de biomasa microbiana y vegetal siguiendo su ciclo y transformandose en Pol del suelo y posteriormente a Poml por estabilización a través del tiempo.

Tabla 43. Resultados de las pruebas sobre muestras apareadas de las fracciones de Pil, Pol, Piml y Poml para la comparación entre el monte nativo y cada uno de los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera, en la capa superficial de suelo (0-5 cm), a los 6 años.

Superficial (0-5 cm)							
	Trata- miento (1)	Trata- miento (2)	Media (1)	Media (2)	Media Diferencia	Desvío Estándar Diferencia	T
Pil (mg kg ⁻¹)	Monte Nativo	Sin Residuos	4,2	2,7	1,5	0,77	3,95*
		Quema		2,3	1,9	0,99	3,80*
		Plantación Directa		1,8	2,4	0,74	6,46**
		Capuera		5	-0,8	0,68	-2,28 ^{NS}
Pol (mg kg ⁻¹)	Monte Nativo	Sin Residuos	33,3	19,6	13,7	4,32	6,30**
		Quema		30	3,3	6,5	1,00 ^{NS}
		Plantación Directa		35,4	-2,1	3,39	-1,28 ^{NS}
		Capuera		27	6,3	5,03	2,51 ^{NS}
Piml (mg kg ⁻¹)	Monte Nativo	Sin Residuos	25,3	51,5	-26,3	12,07	-4,35*
		Quema		63,6	-38,3	10,65	-7,20**
		Plantación Directa		44,3	-19	9,58	-3,97*
		Capuera		44,8	-19,5	5,51	-7,08**
Poml (mg kg ⁻¹)	Monte Nativo	Sin Residuos	112	42,4	69,6	9,98	13,94**
		Quema		91	21	17,23	2,43 ^{NS}
		Plantación Directa		44	68	14,59	9,31**
		Capuera		94,5	17,5	12,42	2,81 ^{NS}

Pil: fósforo inorgánico lábil, Pol: fósforo orgánico lábil, Piml: fósforo inorgánico moderadamente lábil y Poml: fósforo inorgánico lábil. Media (1) y Media (2): medias aritméticas muestrales; Media Diferencia: media aritmética muestral de la diferencia; Desvío Estándar Diferencia: desvío estándar muestral de la diferencia, T: estadístico para la hipótesis nula. ^{NS}: no significativo; **: significativo a un nivel de confianza de 0,01; *: significativo a un nivel de confianza de 0,05.

Tabla 44. Resultados de las pruebas sobre muestras apareadas de las fracciones de Pca, Pres y Ptotal para la comparación entre el monte nativo y cada uno de los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera, en la capa superficial de suelo (0-5 cm), a los 6 años.

Superficial (0-5 cm)							
	Trata- miento (1)	Trata- miento (2)	Media (1)	Media (2)	Media Diferencia	Desvío Estándar Diferencia	T
Pca (mg kg ⁻¹)	Monte Nativo	Sin Residuos	11,4	7,8	3,6	1,35	5,25*
		Quema		8,9	2,5	2,29	2,19 ^{NS}
		Plantación Directa		6,4	5	1,57	6,33**
		Capuera		8,4	3	4,3	1,38 ^{NS}
Pres (mg kg ⁻¹)	Monte Nativo	Sin Residuos	400	469,5	-69,5	33,13	-4,19*
		Quema		372,7	27,3	56,56	0,97 ^{NS}
		Plantación Directa		456,6	-56,6	60,11	-1,88 ^{NS}
		Capuera		455,9	-55,9	51,92	-2,15 ^{NS}
Ptotal (mg kg ⁻¹)	Monte Nativo	Sin Residuos	586	593,5	-7,5	35,49	-0,42 ^{NS}
		Quema		568,5	17,5	65,39	0,54 ^{NS}
		Plantación Directa		588,5	-2,5	68,65	-0,07 ^{NS}
		Capuera		635,6	-49,5	52,55	-1,88 ^{NS}

Pca: fósforo inorgánico unido a calcio, Pres: fósforo residual, Ptotal: fósforo total. Media (1) y Media (2): medias aritméticas muestrales; Media Diferencia: media aritmética muestral de la diferencia; Desvío Estándar Diferencia: desvío estándar muestral de la diferencia, T: estadístico para la hipótesis nula. ^{NS}: no significativo; **: significativo a un nivel de confianza de 0,01; *: significativo a un nivel de confianza de 0,05.

Para el Pca se observaron valores significativamente menores ($p < 0,05$) en los tratamientos sin residuos y plantación directa (Tabla 44). Se presume que estaría ocurriendo algún mecanismo no dilucidado, el cual estaría provocando la disminución de la concentración de la fracción de P unido a Ca en estos tratamientos. Sin embargo, este proceso no sería de gran magnitud debido a las bajas concentraciones de esta fracción en este tipo de suelos.

Según se observa en la tabla 44, en relación al Pres se observó que el tratamiento que presentó una concentración significativamente mayor ($p < 0,05$) al sistema prístino fue sin residuos. Este hecho estaría indicando que la práctica de extracción de residuos induciría a aumentar la fracción de P más recalcitrante.

Para el P total, la ausencia de diferencias significativas ($p < 0,05$) entre los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa, capuera y MN (Tabla 44) indica que el uso y la implementación de las distintas prácticas de implantación forestal a los 6 años de aplicados los tratamientos, no modificaron significativamente dicho valor en la capa superficial del suelo, aunque alteraron su

distribución. Hernández y Bautis (2005) estudiaron el efecto producido en el contenido total de P del suelo por el cambio de uso de sabanas en pinares sobre suelos ácidos. Similar a lo observado en este estudio, estos autores observaron que dichas concentraciones no variaron significativamente en el suelo superficial mineral.

2.2.2.2. *Capa subsuperficial de suelo*

En la tabla 45 se presentan los resultados de las pruebas sobre muestras apareadas de las fracciones de Pil, Pol, Piml, Poml y en la tabla 46 los resultados de Pca, Pres y P total entre MN y cada uno de los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera, en la capa subsuperficial de suelo (5-15 cm), a los 6 años.

En la tabla 45 se observa que los niveles de Pol en los tratamientos quema, plantación directa y capuera fueron significativamente superiores ($p < 0,05$) a la concentración de esta fracción en el MN. En tanto que, el tratamiento sin residuos presentó un valor similar al observado en el sistema prístino. Los mayores valores observados en las diferencias entre medias de los tratamientos con conservación de residuos y el sistema natural para el Pol (25,7 y 25,2 mg Kg⁻¹ para plantación directa y capuera, respectivamente), muestran un efecto positivo de la aplicación de esta práctica cultural sobre esta fracción en el estrato subsuperficial de 5 a 15 cm del suelo.

Por su parte para el Piml se observó que, en la capa subsuperficial de suelo en tres de los cuatro tratamientos con uso forestal (sin residuos, plantación directa y capuera), se presetaron concentraciones significativamente mayores ($p < 0,05$) a las observadas en el MN, indicando una tendencia al aumento de la adsorción con el uso forestal, similarmente a lo observado en el estrato superficial (Tabla 45).

En relación al Poml se observó que el tratamiento capuera presentó un valor significamente mayor ($p < 0,05$) al de MN, indicando que este tratamiento tendría un efecto positivo sobre esta fracción de P estudiada (Tabla 45).

Tabla 45. Resultados de las pruebas sobre muestras apareadas de las fracciones de Pil, Pol, Piml y Poml para la comparación entre el monte nativo y cada uno de los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera, en la capa subsuperficial de suelo (5-15 cm), a los 6 años.

Subsuperficial (5-15 cm)							
	Trata- miento (1)	Trata- miento (2)	Media (1)	Media (2)	Media Diferencia	Desvío Estándar Diferencia	T
Pil (mg kg ⁻¹)	Monte Nativo	Sin Residuos	2,7	2,8	-0,1	0,39	-0,65 ^{NS}
		Quema		3,4	-0,7	0,5	-2,90 ^{NS}
		Plantación Directa		2,7	0,0	0,22	<0,01 ^{NS}
		Capuera		2,8	-0,1	0,33	-0,76 ^{NS}
Pol (mg kg ⁻¹)	Monte Nativo	Sin Residuos	14,8	14	0,8	1,37	1,09 ^{NS}
		Quema		19,4	-4,7	2,12	-4,44*
		Plantación Directa		25,7	-11	4,09	-5,35*
		Capuera		25,2	-10,5	3,38	-6,17**
Piml (mg kg ⁻¹)	Monte Nativo	Sin Residuos	28,8	48,6	-19,9	3,83	-10,39**
		Quema		36,5	-7,8	7,37	-2,10 ^{NS}
		Plantación Directa		49,5	-20,8	1,87	-22,19**
		Capuera		32,3	-3,6	2,13	-3,35*
Poml (mg kg ⁻¹)	Monte Nativo	Sin Residuos	71,3	61,4	9,9	17,61	1,12 ^{NS}
		Quema		75	-3,7	18,06	-0,41 ^{NS}
		Plantación Directa		65,7	5,7	18,98	0,60 ^{NS}
		Capuera		94	-22,6	13,23	-3,42*

Pil: fósforo inorgánico lábil, Pol: fósforo orgánico lábil, Piml: fósforo inorgánico moderadamente lábil, Poml: fósforo inorgánico lábil. Media (1) y Media (2): medias aritméticas muestrales; Media Diferencia: media aritmética muestral de la diferencia; Desvío Estándar Diferencia: desvío estándar muestral de la diferencia, T: estadístico para la hipótesis nula. ^{NS}: no significativo; **: significativo a un nivel de confianza de 0,01; *: significativo a un nivel de confianza de 0,05.

Tabla 46. Resultados de las pruebas sobre muestras apareadas de las fracciones Pca, Pres y P total para la comparación entre el monte nativo y cada uno de los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera, en la capa subsuperficial de suelo (5-15 cm), a los 6 años.

Subsuperficial (5-15 cm)							
	Trata- miento (1)	Trata- miento (2)	Media (1)	Media (2)	Media Diferencia	Desvío Estándar Diferencia	T
Pca (mg kg ⁻¹)	Monte Nativo	Sin Residuos	6,8	10,7	-3,9	3,27	-2,37 ^{NS}
		Quema		7,2	-0,4	3,78	-0,21 ^{NS}
		Plantación Directa		8,1	-1,4	1,85	-1,46 ^{NS}
		Capuera		9,2	-2,4	2,19	-2,22 ^{NS}
Pres (mg kg ⁻¹)	Monte Nativo	Sin Residuos	430	434,9	-4,9	37,19	-0,25 ^{NS}
		Quema		410,4	19,6	33,45	1,18 ^{NS}
		Plantación Directa		407,8	22,2	53,33	0,84 ^{NS}
		Capuera		410	20	68,94	0,59 ^{NS}
Ptotal (mg kg ⁻¹)	Monte Nativo	Sin Residuos	555	572,9	-18	24,55	-1,47 ^{NS}
		Quema		551,9	2,5	36,78	0,14 ^{NS}
		Plantación Directa		559,4	-5	56,82	-0,18 ^{NS}
		Capuera		573,4	-19	68,4	-0,56 ^{NS}

Pca: fósforo inorgánico unido a calcio, Pres: fósforo residual, Ptotal: fósforo total. Media (1) y Media (2): medias aritméticas muestrales; Media Diferencia: media aritmética muestral de la diferencia; Desvío Estándar Diferencia: desvío estándar muestral de la diferencia, T: estadístico para la hipótesis nula. ^{NS}: no significativo; **: significativo a un nivel de confianza de 0,01; *: significativo a un nivel de confianza de 0,05.

2.2.3. Fracciones de fósforo expresadas como porcentaje del fósforo total

El Pil representó un porcentaje muy bajo del P total para todos los casos estudiados (entre el 0,5 y el 0,8 %).

Se observó que los menores porcentajes de Pol y Poml correspondieron al tratamiento sin residuos (2,1 y 14,4 %, respectivamente). En tanto que, el mayor porcentaje de P res, más recalcitrante y menos disponible para las plantas, también correspondió a este tratamiento.

De los cuatro manejos estudiados (sin residuos, quema, plantación directa y capuera) el que presentó mayores porcentajes de Pol y Poml fue capuera.

Por otro lado, el menor porcentaje de Piml, que representa el P unido a óxidos e hidróxidos de Fe y Al y el P asociado a arcillas, se observó en el MN (4,3%).

En la figura 13 se presentan las fracciones de P, expresadas como porcentaje del P total, para cada uno de los tratamientos estudiados para los primeros 5 cm de suelo, ya que es la profundidad a la cual se observó un mayor efecto de las prácticas de manejo aplicadas.

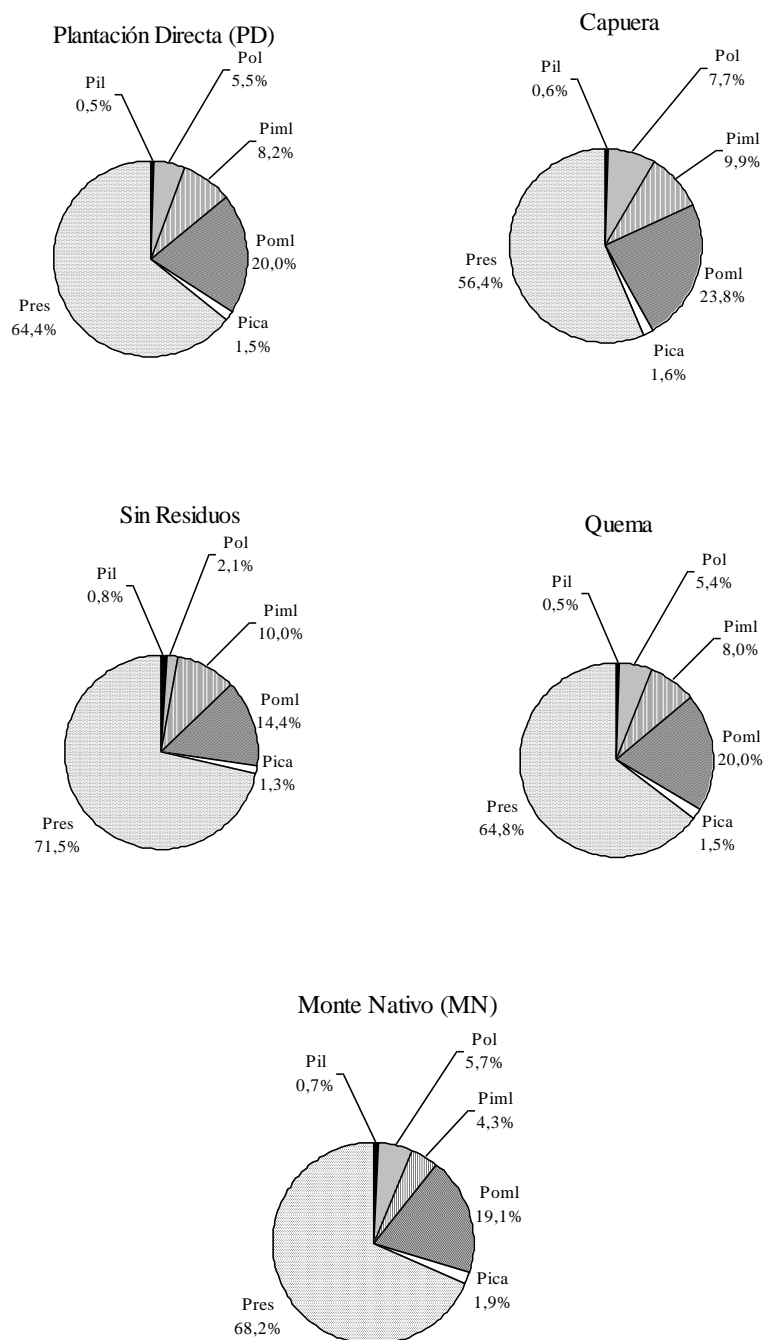


Figura 13. Fracciones de fósforo expresadas como porcentaje del fósforo total, para cada uno de los tratamientos estudiados a nivel superficial.

2.3. Fósforo orgánico lábil como indicador

2.3.1. Mineralización del Pol

El Pol se hace disponible a través del proceso de mineralización por medio del cual se transforma en ortofosfato que puede quedar en solución o ser débilmente

adsorbido, constituyendo el Pil y contribuyendo de esta manera a mantener un nivel adecuado de P disponible para las plantas (Bowman y Cole 1978, Chauhan *et al.* 1981 y Stewart y Tiessen 1987). De esta manera, el Pol puede ser utilizado como una medida del P potencialmente mineralizable (Bowman y Cole 1978).

Durante la descomposición de los residuos, la prevalencia del proceso de mineralización o el de inmovilización de P, depende principalmente de la relación C:P de dichos residuos. En una revisión realizada por Harrison (1987), este autor sugiere que una relación C:P de 200 es el valor límite posible por debajo del cual se produce mineralización neta de P, pero que los valores límites varían entre sitios. Otros resultados indican que se produce mineralización neta con valores de C:P de 300. En tanto que, cuando los valores de C:P son mayores a estos valores límite, se produce inmovilización de P. Durante este proceso los microorganismos edáficos toman el P necesario para la síntesis celular. En este caso, si los restos vegetales contienen menos de 0,2 a 0,3 % de P_2O_5 la liberación de fosfatos asimilables para las plantas no se lleva a cabo, ya que es fijado completamente por la microflora.

El índice de mineralización (IM) calculado para los distintos tratamientos en la capa superficial de suelo (0-5 cm) en el muestreo final a los 9 años de aplicados los tratamientos, fue del 76% para el tratamiento sin residuos, 92% para quema y plantación directa, y 93% para la capuera. Por lo cual queda en relieve, por un lado el efecto negativo de la extracción de residuos sobre la mineralización de P y por otro lado la dependencia de la fracción orgánica como fuente de P disponible en este tipo de suelo, dado que la mayor parte del P se encuentra en formas muy estables.

La significancia del Pol en la nutrición de los cultivos ha sido probada relacionando su contenido con el rendimiento de los mismos. Los mayores efectos han sido notados en suelos tropicales donde, aparentemente, el Po puede contribuir a los requerimientos de los cultivos. Estudios realizados en África reportaron una buena correlación entre el rendimiento del trigo y el P orgánico total, en ese trabajo se asumió que una proporción constante del P orgánico total era mineralizado y que éste fue la principal fuente de P para la planta (Friend y Birch 1960). Según Tiessen *et al.* (1984) en Ultisoles, las variaciones en el contenido de la fracción orgánica lábil explicaron el 80% de la variabilidad del P inorgánico lábil (P-resina). Szott (1987), trabajando también sobre suelos Ultisoles evidencia la importancia del Po para el mantenimiento del nivel del Pil en sistemas limitados de P como éstos, y de esta manera demuestra la poca eficiencia de los tests de P utilizados actualmente para evaluar la fertilidad fosforada. Igualmente, otros investigadores (Beck y Sanchez 1994), también han reportado que, en Ultisoles, la mayor parte de la variabilidad en el Pil puede ser explicada por cambios en el Pol.

2.3.2. Fósforo orgánico lábil como porcentaje del fósforo total lábil

En las figuras 14a y 14b se presentan los valores de las fracciones de Pil y Pol expresados como porcentaje del Ptl a los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos, a nivel superficial y subsuperficial, respectivamente.

Como puede observarse, el Pil para ambas profundidades y años de muestreo corresponde a un bajo porcentaje del Ptl en todos los tratamientos estudiados, entre el 3% y el 23%. En tanto que, la fracción de Pol representa la mayor proporción, con porcentajes entre el 77% y el 97%. Estos resultados están en coincidencia con Picone y Zamuner (2002), quienes reportan que en suelos ácidos pobres en P, con una alta actividad de Fe y Al, gran parte del P se encuentra en forma orgánica. Este hecho, sumado a lo demostrado en varios experimentos de incubación donde se

reporta que la mineralización del Po representa una fuente importante de Pil (Oehl *et al.* 2004; Bünnemann *et al.* 2007; Achat *et al.* 2009) destacan la gran importancia del Pol en el abastecimiento del P disponible para las plantas en este tipo de suelos.

Por su parte, el Pol presentó diferencias significativas ($p < 0,01$) en el análisis de varianza realizado, indicando la sensibilidad de esta fracción de P ante cambios producidos por la aplicación de las diferentes prácticas de implantación forestal.

Por consiguiente, el Pol podría ser utilizado como indicador de calidad y salud del suelo en este tipo de sistemas productivos debido a la conversión directa del Pol en Pi disponible para las plantas, a su alta sensibilidad ante cambios en el manejo y a la facilidad de su determinación en el laboratorio.

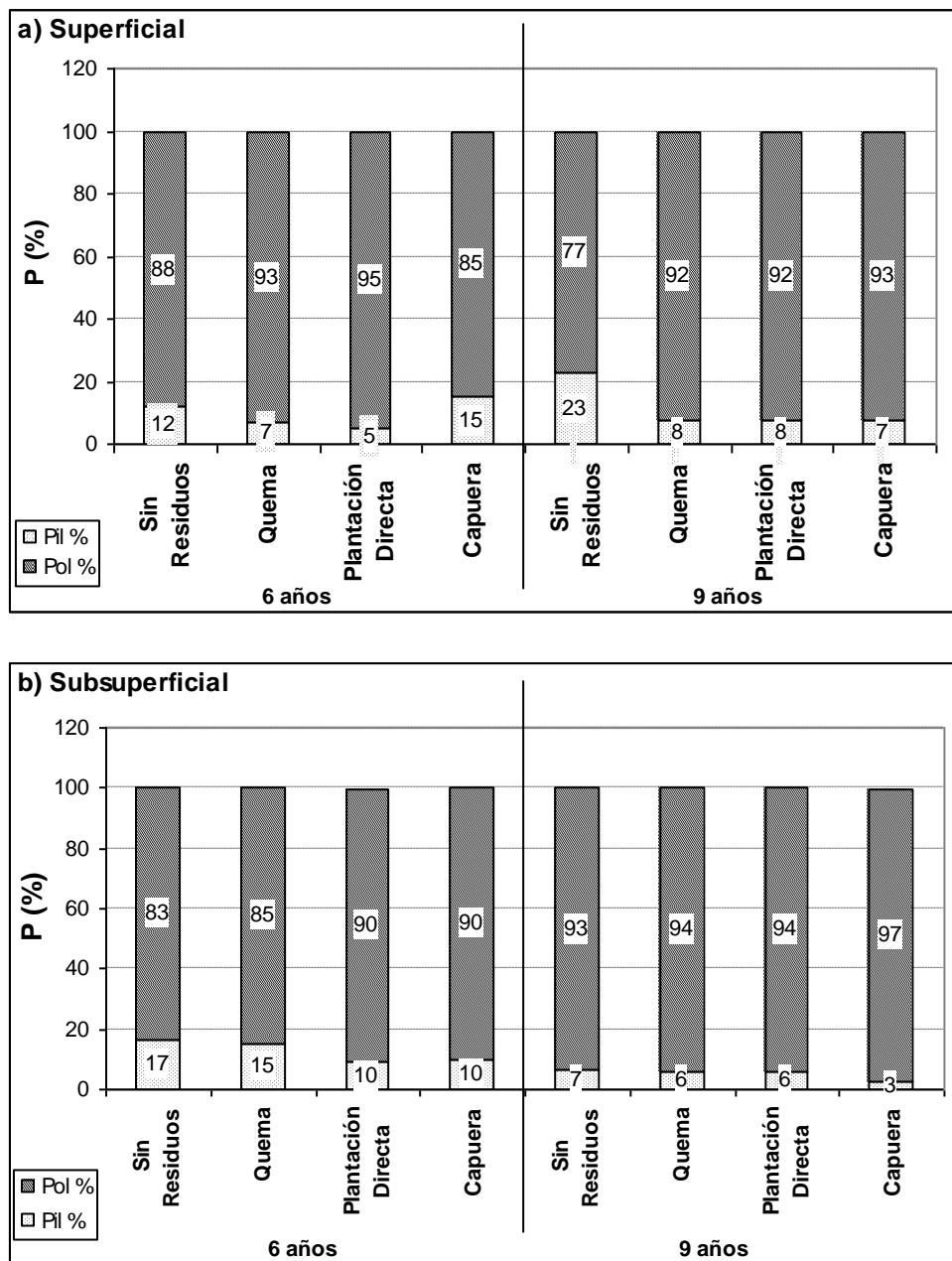


Figura 14. Valores de fósforo inorgánico lábil (Pi) y fósforo orgánico lábil (Pol) en porcentaje **a)** en la capa superficial (0-5 cm), **b)** en la capa subsuperficial (5-15 cm) del suelo, a los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos.

2.4. Curvas de adsorción de fósforo

En las figuras 15a y 15b se presentan las curvas de adsorción de fósforo de Langmuir y Freundlich respectivamente, para el MN y para los distintos tratamientos estudiados (sin residuos, quema, plantación directa y capuera) a los 6 años de aplicados los tratamientos.

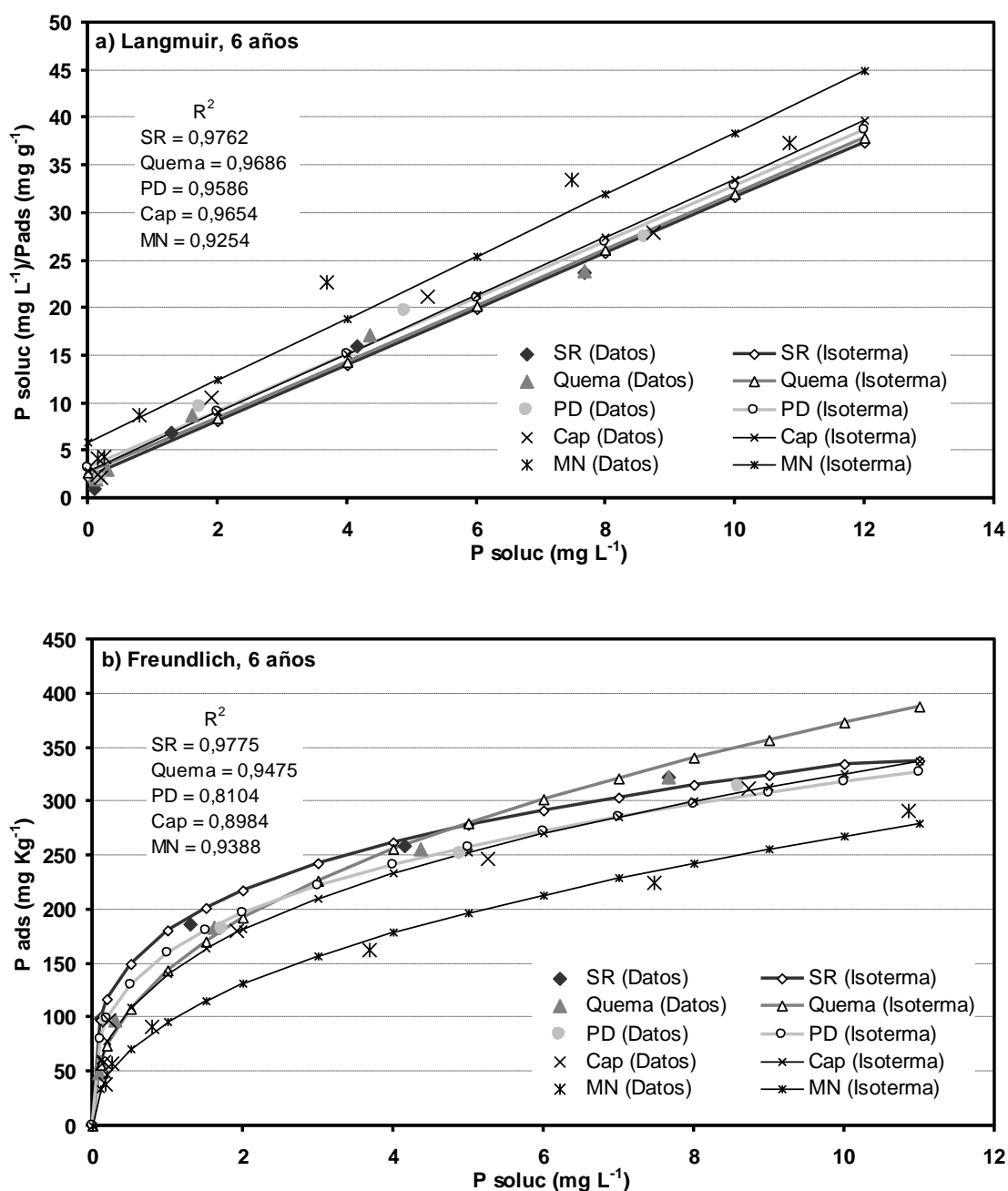


Figura 15. Curvas de adsorción (isotermas) de fósforo correspondientes al monte nativo (MN) y a los tratamientos sin residuos (SR), quema, plantación directa (PD) y capuera (Cap), a los 6 años de aplicados los tratamientos **a)** curvas de Langmuir; **b)** curvas de Freundlich.

En dichas figuras podemos observar como la curva correspondiente al MN se despegue de las demás curvas, indicando que el uso forestal y las distintas prácticas

de implantación aplicadas en los diferentes tratamientos ejercieron un efecto distinto sobre el fenómeno de adsorción de P, provocando un aumento en la adsorción del mismo por parte del suelo.

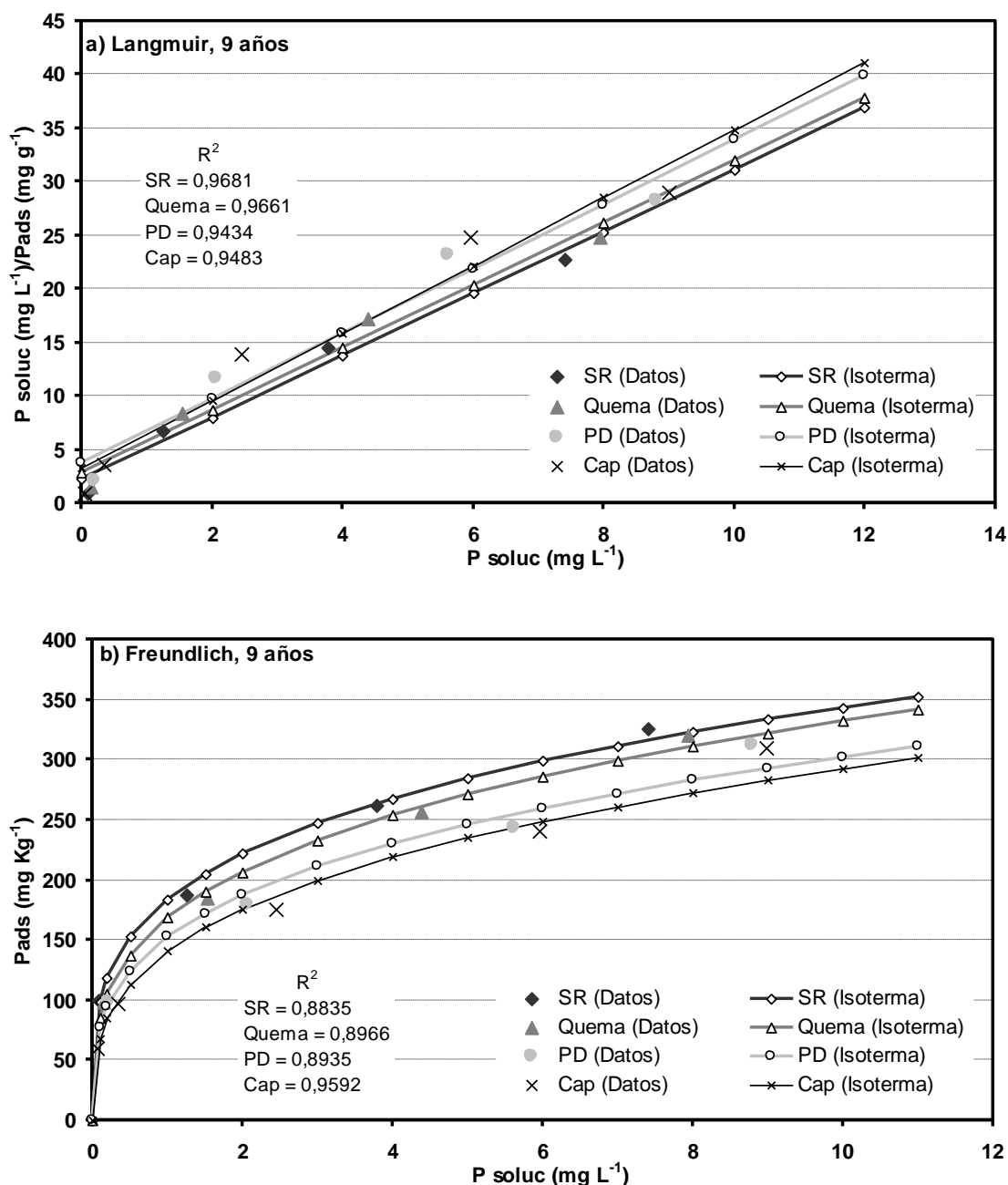


Figura 16. Curvas de adsorción de fósforo (isotermas) correspondientes a los tratamientos sin residuos (SR), quema, plantación directa (PD) y capuera (Cap), a los 9 años de aplicados los tratamientos **a)** curvas de Langmuir; **b)** curvas de Freundlich.

Al someter a estos suelos al proceso de adsorción en laboratorio y estudiar los procesos de adsorción a través de las ecuaciones de Langmuir y Freundlich a los 6 años, se observó que para una misma concentración de P en solución de equilibrio la cantidad de P adsorbido por el suelo en MN es menor respecto de los demás tratamientos (Figura 15b).

En las figuras 16a y 16b se presentan las curvas de adsorción de P de Langmuir y Freundlich respectivamente, correspondientes a los 9 años de aplicados los tratamientos para sin residuos, quema, plantación directa y capuera.

En la figura 16b se observa que para una misma concentración de P en solución de equilibrio, la cantidad de P adsorbido es mayor en el tratamiento sin residuos y va disminuyendo sucesivamente en quema, plantación directa y capuera, presentando este último tratamiento los menores valores de P adsorbido.

2.4.1. Valores de los coeficientes de determinación (R^2) de las curvas de adsorción de fósforo de Langmuir y Freundlich

Según se observa en las figuras 15a, 15b, 16a y 16b, los valores de los coeficientes de determinación (R^2) tanto de Langmuir como de Freundlich fueron altos, presentando a nivel general ajustes levemente mejores las curvas de Langmuir.

2.4.2. Coeficientes de las ecuaciones de Langmuir y Freundlich

En la tabla 47 se presentan los valores de los coeficientes: k (energía de retención), b (adsorción máxima), a (capacidad relativa de adsorción de P) y 1/n que representa la afinidad entre el adsorbente y el sorbato, obtenidos a partir de las ecuaciones correspondientes de Langmuir y Freundlich.

Tabla 47. Coeficientes de las ecuaciones de Langmuir y Freundlich: *k* y *b* de Langmuir, *a* y *1/n* de Freundlich, *CBF*, *S* e *IRF* para los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera y el monte nativo (MN), en la capa superficial (0-5 cm), a los 6 y 9 años.

Tratamientos	6 años					9 años			
	Monte Nativo	Sin Residuos	Quema	Plantación Directa	Capuera	Sin Residuos	Quema	Plantación Directa	Capuera
k Langmuir (ml μg^{-1} o L mg^{-1})	0,50	1,34	1,13	1,12	0,96	1,60	1,19	0,93	1,08
b Langmuir (mg kg^{-1})	317	342	345	336	331	345	343	330	331
a Freundlich (mg kg^{-1})	101,4	181,5	148,5	166,8	156,6	189,9	172,6	156,6	141,7
1/n Freundlich (adimensional)	2,42	3,84	3,55	3,99	3,57	4,22	3,66	3,58	3,24
CBF ($\mu\text{g g}^{-1}$)	8,6	11,6	12,2	10,5	10,5	11,4	11,3	10,4	10,2
S (m g^{-1})	158,5	458,3	389,8	376,3	317,8	552,0	408,2	306,9	325,1
IRF (adimensional)	46,2	145,3	119,7	116,3	95,3	179,2	129,5	95,6	72,5

k Langmuir: energía de retención, b Langmuir: adsorción máxima, a de Freundlich: capacidad relativa de adsorción de P, 1/n: afinidad, S: sortividad, IRF: índice de retención de fosfatos y CBF: capacidad buffer de fosfatos.

Según se observa en la tabla 47, el tratamiento sin residuos presentó el mayor valor de k de Langmuir y a de Freundlich en ambos años estudiados. En tanto que, los menores valores de dichos coeficientes fueron observados en el MN, indicando una disminución en la adsorción de P del suelo debido probablemente a una mayor concentración de COT presente en dicho sitio prístino. Por otra parte, se observaron menores valores de la afinidad adsorbente-sorbato ($1/n$) y de adsorción máxima (b de Langmuir) en el MN, indicando el efecto negativo del uso y las prácticas aplicadas sobre dichos coeficientes evaluados.

Existen numerosos estudios del efecto de la MO sobre la capacidad de adsorción de P (Leaver y Russell 1957, Nagarajah *et al.* 1970, Appelt *et al.* 1975, Singh y Jones 1976, López Hernández *et al.* 1986, Sibanda y Young 1986, Bumaya y Naylor 1988, Hue 1991, Bolan *et al.* 1994, Dao 2007). Los resultados han sido disímiles. En algunos estudios la adición de MO redujo la adsorción de P y en otros no. En suelos Argentinos la adición de MO al suelo disminuyó la adsorción de P, mientras que su eliminación produjo un aumento del P adsorbido (López Camelo *et al.* 1986). En el trópico, la incubación de Ultisoles de Ruanda con adición de MO (residuos de alfalfa y estiércol animal) disminuyó la adsorción de P e incrementó la concentración del mismo en la solución del suelo (Iyamuremye *et al.* 1996). Similarmente, la aplicación de residuos de trigo y soja en Alfisoles de India, redujo la adsorción de P desde un 34% a un 24% (Reddy *et al.* 2005). En concordancia con estos estudios, Nziguheba *et al.* (1998) encontraron una disminución en la adsorción de P después de la adición de *Tithonia diversifolia* (Hemsley) en Alfisoles de Kenya.

A diferencia de los estudios previamente mencionados, la adición de MO disuelta del cultivo de soja (*Glycine max* (L.) Merr) y de gramíneas (*Chloris gayana* Kunth cv. Callide) a varios suelos tropicales, no produjeron variaciones en la adsorción de P (Guppy *et al.* 2005). Asimismo, Mikutta *et al.* (2006) en su estudio, observaron solo una pequeña reducción en la adsorción de P por la goetita suspendida con algunos compuestos orgánicos (galacturonato, poligalacturonato y solución mucigel de maíz) después de 15 días de aplicados los mismos.

Estas diferencias en el efecto de la MO sobre la adsorción de P se deben a que dicho fenómeno de adsorción está determinado no solo por las características químicas y mineralógicas del suelo, sino también por la cantidad y composición química de los residuos orgánicos agregados al mismo. La efectividad de los compuestos orgánicos en reducir la adsorción de P depende de varios factores relacionados a los mismos: la estructura molecular, el número y comportamiento de grupos funcionales, la solubilidad en agua, la facilidad de su descomposición microbiana y la compatibilidad por los sitios de adsorción (Negassa *et al.* 2008). La MO puede influir disminuyendo la adsorción de P a través de: i) formación de complejos de Al o Fe con aniones orgánicos y liberación de P previamente adsorbido (Iyamuremye y Dick 1996); ii) competencia entre el P y ácidos orgánicos y/u otros productos de la descomposición por sitios de adsorción (López Camelo *et al.* 1986, Ohno y Crannell 1996, Dossa *et al.* 2008). Existe evidencia de la reducción de la adsorción de P por efectos competitivos de aniones orgánicos de bajo peso molecular, tales como oxalato, citrato y malato (Zhen-Li *et al.* 1992, Sato y Comerford 2006). Dicho fenómeno es explicado por la alta afinidad de los aniones orgánicos por la superficie del suelo, la cual es mayor a la presentada por el P. Estudios de desorción realizados con óxidos de Fe y Al y un amplio rango de ácidos orgánicos, incluyendo malonato, succinato y tartrato, confirmaron el efecto

general de movilización de P provocado por los ácidos orgánicos (Johnson y Loeppert 2006).

2.5. Índices de adsorción de fósforo

Para el cálculo de los distintos índices de adsorción, capacidad buffer de fosfatos (CBF), sortividad (S) e índice de retención de fosfatos (IRF), se utilizaron las curvas de adsorción de Langmuir por presentar el mejor ajuste en la mayoría de los tratamientos evaluados. Asimismo, la ecuación de Langmuir ha sido preferida a la de Freundlich porque sus coeficientes tienen significancia físicoquímica. A su vez, según Holford (1982), los coeficientes derivados de la ecuación de Langmuir son más consistentes en la definición de la capacidad de adsorción y afinidad de las superficies adsorbentes de P en el suelo. Este mismo autor concluyó que la ecuación de Langmuir tiende a dar mejores índices de afinidad y sortividad que la ecuación de Freundlich.

Para los distintos tratamientos evaluados se calcularon los siguientes índices:

2.5.1. Capacidad Buffer de Fosfatos (CBF)

En la tabla 47 se presentan los valores de la CBF para los distintos tratamientos estudiados y para el MN. Según se observa en esta tabla todos los tratamientos (sin residuos, quema, plantación directa y capuera) presentaron una tendencia a mayores valores que los observados en el MN, indicando que el uso forestal y las prácticas aplicadas tuvieron influencia negativa sobre el P disponible para la nutrición de las plantas.

A su vez, es de destacar que se observaron mayores valores de CBF en los tratamientos con quema y extracción de residuos.

2.5.2. Sortividad (S)

En la tabla 47 también se observa que el MN presentó valores de S marcadamente inferiores a los observados en los tratamientos. En tanto que, entre los tratamientos, sin residuos y quema presentaron los mayores valores. Esto estaría indicando que la eliminación de residuos ya sea por extracción manual de los mismos o por quema provocaría una mayor inmovilidad de P en este tipo de suelos.

2.5.3. Índice de retención de fosfatos (IRF)

Asimismo, en la tabla 47 se presentan los valores del IRF para los distintos tratamientos (sin residuos, quema, plantación directa y capuera) y para el MN. Según se observa en esta tabla el sitio prístino presentó valores destacadamente inferiores, indicando que la retención de fosfato en dicho sistema fue menor.

A su vez, entre los tratamientos aplicados, aquellos donde los residuos fueron eliminados o quemados (sin residuos y quema) presentaron valores de IRF mayores.

Para los tres índices estudiados (CBF, S e IRF) se observó que existen diferencias marcadas entre los tratamientos y el sistema prístino, lo cual podría deberse al mayor contenido de COT presente en este último. Esta mayor concentración de MO, a través de distintos mecanismos que afectan la adsorción de P (explicados en 2.4.2.), generó menores valores de CBF, S e IRF.

En la comparación entre los tratamientos se observó que donde se eliminaron los residuos, ya sea por extracción manual o por quema, se presentaron los mayores

valores de CBF, S e IRF. Esto estaría indicando que dichas prácticas tendrían un mayor efecto sobre la adsorción de P por parte del suelo.

2.5.4. Relaciones entre coeficientes e índices de adsorción de fósforo

Para evaluar la relación entre los distintos coeficientes e índices de adsorción se realizaron las correlaciones correspondientes entre los mismos. En la tabla 48 se observa que los coeficientes de correlación más altos (superiores a 0,90) y significativos ($p < 0,01$) estuvieron dados entre k Langmuir, a Freundlich, S e IRF, indicando que los mismos serían índices útiles y suficientes para estudios de adsorción de P en este tipo de suelos.

Tabla 48. Coeficientes de correlación de Pearson ($p < 0,01$ y $p < 0,05$; $n=36$) entre las distintos coeficientes (k y b de Langmuir, a y $1/n$ de Freundlich) e índices (S, IRF y CBF) de adsorción de fósforo a los 6 y 9 años, en la capa superficial del suelo (0-5 cm).

	k Langmuir	b Langmuir	a Freundlich	1/n Freundlich	S	IRF	CBF
K Langmuir	1	0,57 ^{NS}	0,92 **	0,51 ^{NS}	0,99 **	0,94 **	0,80 *
b Langmuir		1	0,67 *	0,15 ^{NS}	0,67 *	0,81 *	0,73 *
a Freundlich			1	0,68 *	0,93 **	0,92 **	0,76 *
1/n				1	0,48 ^{NS}	0,48 ^{NS}	0,04 ^{NS}
S					1	0,97 **	0,83 *
IRF						1	0,80 *
CBF							1

k Langmuir: energía de retención, b Langmuir: adsorción máxima, a de Freundlich: capacidad relativa de adsorción de P, $1/n$: afinidad, S: sortividad, IRF: índice de retención de fosfatos y CBF: capacidad buffer de fosfatos. ^{NS}: no significativo; **: significativo a un nivel de confianza del 0,01; *: significativo a un nivel de confianza del 0,05.

2.5.5. Relaciones del carbono orgánico total con las fracciones orgánicas de fósforo y con los coeficientes e índices de adsorción

En los distintos tratamientos estudiados (sin residuos, quema, plantación directa y capuera) se evaluaron las relaciones del COT con las fracciones orgánicas de P (Pol y Poml) y con los coeficientes (k y b de Langmuir, a y $1/n$ de Freundlich) e índices (S, IRF y CBF) de adsorción de P, en la capa superficial de suelo (0-5 cm), a los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos.

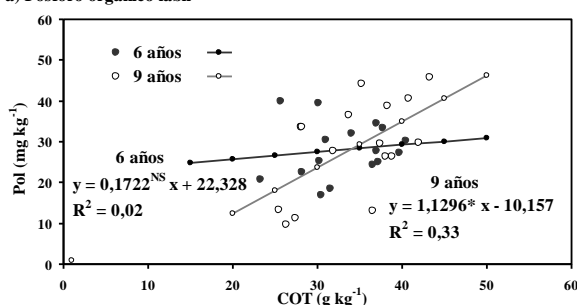
En la tabla 49 se presentan los coeficientes de correlación de Pearson y en las figuras 17 y 18 las regresiones del COT con estas variables, considerando como variable independiente el COT y como variables dependientes las fracciones orgánicas de P y los coeficientes e índices de adsorción.

Tabla 49. Coeficientes de correlación de Pearson ($p < 0,01$ y $p < 0,05$; $n = 16$) del carbono orgánico total (COT) con las fracciones de fósforo orgánico lábil (Pol) y moderadamente lábil (Poml) y con los coeficientes (k y b de Langmuir, a y $1/n$ de Freundlich) e índices (*capacidad buffer fosfato* (CBF), *sortividad* (S) y *índice retención fosfatos* (IRF)) de adsorción de fósforo para los tratamientos, a los 6 y 9 años, en la capa superficial del suelo (0-5 cm).

	Variables Correlacionadas	Coefficientes Correlación
6 Años	k Langmuir / COT	-0,46 ^{NS}
	b Langmuir / COT	0,28 ^{NS}
	a Freundlich / COT	-0,66*
	1/n / COT	-0,68*
	S / COT	-0,41 ^{NS}
	IRF / COT	-0,42 ^{NS}
	CBF / COT	0,30 ^{NS}
	Pol / COT	0,13 ^{NS}
	Poml / COT	0,79**
9 Años	k Langmuir / COT	-0,58*
	b Langmuir / COT	-0,62*
	a Freundlich / COT	-0,80**
	1/n / COT	-0,54 ^{NS}
	S / COT	-0,66*
	IRF / COT	-0,68*
	CBF / COT	-0,66*
	Pol / COT	0,57*
	Poml / COT	0,54*

K Langmuir: energía de retención, b Langmuir: adsorción máxima, a de Freundlich: capacidad relativa de adsorción de P, 1/n: afinidad, S: sortividad, IRF: índice de retención de fosfatos y CBF: capacidad buffer de fosfatos. ^{NS}: No significativo; *: significativo a un nivel de confianza del 0,05; **: significativo a un nivel de confianza del 0,01.

a) Fósforo orgánico lábil



b) Fósforo orgánico moderadamente lábil

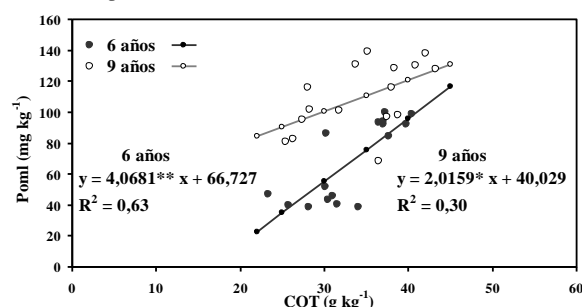


Figura 17. a) Relación fósforo orgánico lábil (Pol) y carbono orgánico total (COT) y b) relación fósforo orgánico moderadamente lábil (Poml) y carbono orgánico total (COT) en la capa superficial del suelo (0-5 cm), a los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera. ^{NS}: no significativo; *: significativo a nivel del 0,05; **: significativo a un nivel del 0,01.

Según se presenta en la tabla 49 y en las figuras 17 y 18, para las dos fracciones de P orgánico evaluadas (Pol y Poml) y para 6 de las 7 variables relacionadas al proceso de adsorción de P, de los dos momentos estudiados, a los 9 años es donde se observa que los coeficientes de correlación y de regresión fueron significativos ($p < 0,05$). También se observó que las fracciones de P orgánico presentaron una tendencia al incremento de su concentración con el aumento de los contenidos de COT (Figura 17). En tanto que, en relación a los coeficientes e índices de adsorción de P estudiados, se observó que la mayoría de ellos presentaron una tendencia a la disminución de sus valores a medida que se incrementaron los contenidos de COT en el suelo (Figura 18).

El aumento observado en la fracciones de Pol y Poml con el incremento de la concentración de COT a los 9 años, podría deberse a una estabilización de la MO y disminución de la mineralización a través de tiempo, donde la MO podría estar acomplejando a las partículas de arcilla y a los óxidos e hidróxidos de Fe y Al presentándose de esta manera una tendencia a la disminución de la adsorción de P. Según Sollins *et al.* 1996, la interacción del CO del suelo con otras sustancias puede incrementar la estabilización con respecto a la respiración microbiana. A través de reacciones de precipitación, sorción y formación de complejos, los compuestos orgánicos pueden interactuar con otros compuestos orgánicos o con materiales inorgánicos, tales como arcillas y óxidos e hidróxidos de Fe y Al, disminuyendo de esta manera la posibilidad de ser degradados por microorganismos o enzimas.

Estos resultados obtenidos estarían indicando que todas aquellas prácticas que promuevan a un aumento en la concentración de COT en el suelo tienden, en el mediano plazo, a aumentar en superficie los niveles de las reservas orgánicas de P más disponibles y a disminuir la adsorción del P del suelo.

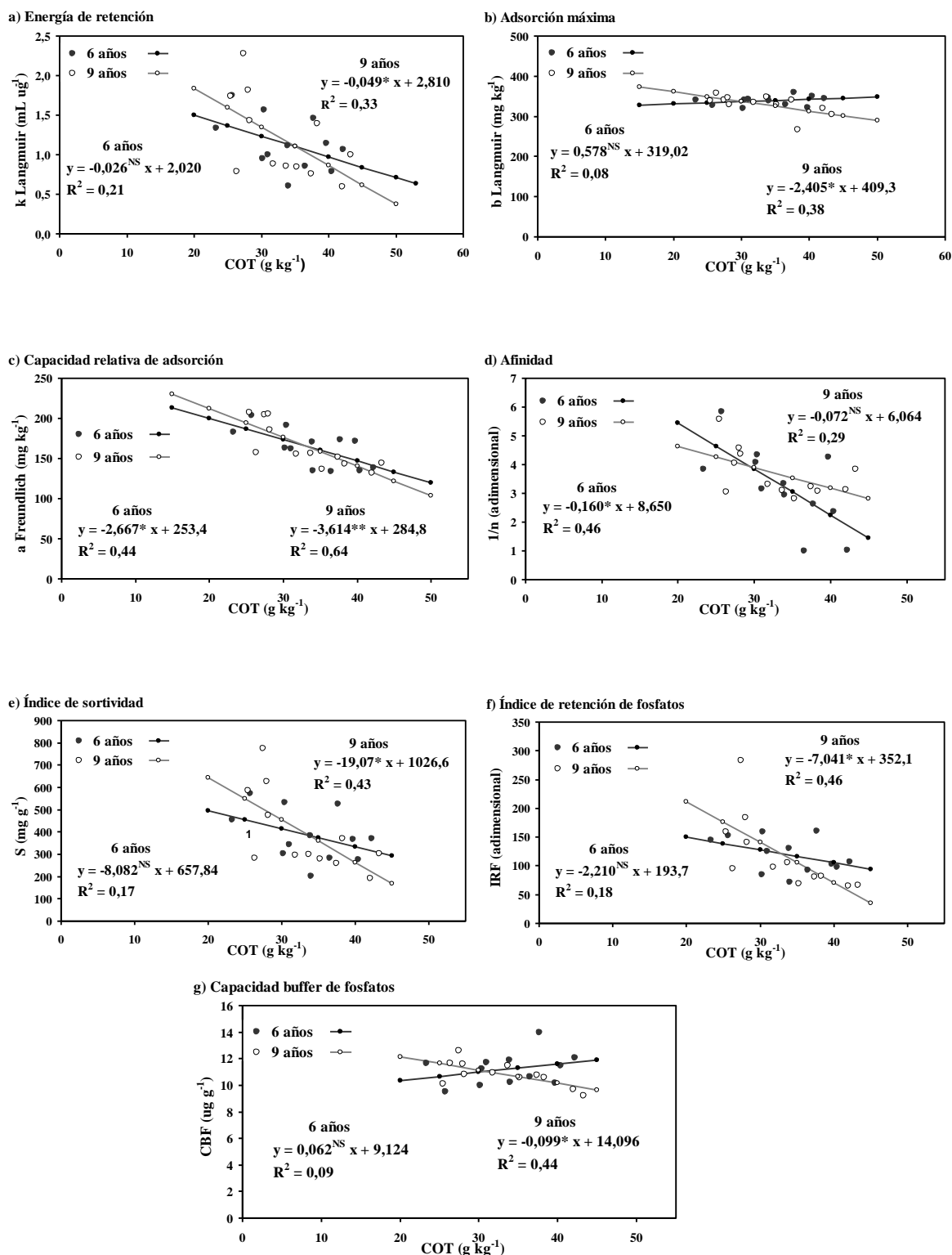


Figura 18. Relación entre el carbono orgánico total (COT) y los coeficientes e índices de adsorción: **a)** energía de retención (k Langmuir), **b)** adsorción máxima (b Langmuir), **c)** capacidad relativa de adsorción (a Freundlich), **d)** afinidad (1/n), **e)** índice de sortividad (S), **f)** índice de retención de fosfatos (IRF) y **g)** capacidad buffer de fosfatos (CBF) para los tratamientos sin residuos, quema, plantación directa y capuera, en la capa superficial del suelo (0-5 cm), a los 6 y 9 años de aplicados los mismos. ^{NS}: no significativo; *: significativo a un nivel del 0,05, **: significativo a un nivel del 0,01.

Capítulo 3.

CONCLUSIONES GENERALES

En la primera hipótesis de este trabajo se planteó que en sistemas forestales los distintos manejos de residuos producen cambios en las diferentes fracciones de P del suelo afectando la capacidad de adsorción de este elemento. En relación a ello y con respecto al efecto sobre las fracciones de P se puede aceptar la hipótesis y concluir que, el manejo que presentó el mayor impacto negativo sobre el P orgánico, tanto lábil como moderadamente lábil en la capa superficial del suelo, fue la extracción total de residuos. Por lo tanto, es posible suponer que la eliminación de los aportes de residuos orgánicos se traduzca en el mediano plazo en una disminución de las reservas orgánicas de P, lo cual redundaría en una menor concentración de P disponible a través del tiempo y en futuras rotaciones. Por otra parte, en relación a la práctica de quema de residuos, a diferencia de lo reportado por otros autores con menor tiempo desde el inicio de los tratamientos, después de transcurridos 9 años no se observó ningún efecto sobre las fracciones de P más disponibles en el suelo. Por otro lado, se observó que ninguna de las distintas prácticas de manejo aplicadas produjo cambios en el contenido de P total del suelo.

En relación al efecto de los distintos manejos sobre la capacidad de adsorción del P también se acepta la hipótesis, ya que se observó que donde se eliminaron los residuos, ya sea por extracción manual o por quema, se presentó un mayor efecto de adsorción de P por parte del suelo.

Por otra parte, cuando se estudió el cultivo de pino respecto a monte nativo, se observó que la implantación del bosque produjo varios efectos de carácter negativo. El mismo provocó una disminución en superficie de los niveles de las fracciones de P inorgánico lábil y generó una tendencia al incremento de la concentración de P inorgánico adsorbido a arcillas, Fe y Al, tanto a nivel superficial como subsuperficial. A su vez, de acuerdo a los resultados obtenidos por los distintos coeficientes e índices y curvas de adsorción estudiadas, puede afirmarse que el uso forestal y las prácticas aplicadas promueven una mayor adsorción de P en el suelo.

En relación a los niveles de COT, a partir del estudio realizado pudo observarse el efecto negativo de la aplicación de los distintos manejos de residuos y uso forestal a nivel superficial sobre dicho parámetro evaluado. En tanto que, en la comparación entre los distintos manejos, con la extracción de residuos se observaron los menores valores, con la quema y la conservación de residuos valores intermedios y con la regeneración natural de la capuera mayores valores de COT.

En cuanto a la relación entre las fracciones orgánicas de P y los niveles de MO en el suelo, se observó en el mediano plazo, una tendencia hacia mayores concentraciones de Pol y Poml con el aumento del COT del suelo. Con respecto a la relación entre el COT y las propiedades de adsorción de P se observó una tendencia a la disminución de la adsorción de este nutriente a medida que aumentó el COT en este tipo de suelo. Estas observaciones hacen que, la hipótesis planteada referente a que las fracciones orgánicas de P y las propiedades de adsorción se correlacionan con los niveles de MO, sea aceptada.

De acuerdo a los resultados obtenidos es de esperar que, en el mediano plazo, el manejo con conservación superficial de los residuos conduzca a un aumento de los niveles de COT y de las formas orgánicas de P más disponibles y por otro lado, a una disminución de la adsorción de P por parte del suelo. Por lo tanto, es recomendable la aplicación de dicha práctica para reducir al máximo la exportación de nutrientes y sostener los aportes de residuos orgánicos al suelo como mecanismo de protección y reserva de nutrientes.

A través de este estudio también puede aceptarse la hipótesis planteada sobre la utilidad del P orgánico lábil como indicador de calidad de suelo en Ultisoles con

uso forestal, ya que por un lado, el mismo representó una alta proporción del P total lábil y un alto índice de mineralización (IM) remarcando su gran importancia en el abastecimiento del P disponible para las plantas en este tipo de suelos. Por otra parte, el Pol presentó una alta sensibilidad ante cambios en el manejo, lo que sumado a su fácil determinación en el laboratorio hace que esta fracción pueda ser considerada un indicador de calidad en este tipo de suelos.

BIBLIOGRAFÍA

- AACREA. 2004. Informe Agroalimentos Argentinos, elaborado por el Área de Economía de la Asociación Argentina de Consorcios Regionales de Experimentación Agrícola. www.aacrea.org.ar. Agosto 2011.
- Abbott, DT & DA Crossley, Jr. 1982. Woody litter decomposition following clear-cutting. *Ecology* 63 (1):35-42.
- Achat, DL. 2009. Biodisponibilité du phosphore dans les sols landais pour les peuplements forestiers de pin maritime. Tesis doctoral, Université Bordeaux 1, Bordeaux, France. *Ecology* 63:35-42.
- Achat, DL; MR Bakker; L Augusto; E Saur; L Dousseron & C Morel. 2009. Evaluation of the phosphorus status of P-deficient podzols in temperate pine stands: combining isotopic dilution and extraction methods. *Biogeochemistry* 92: 183-200.
- Alvarez, VH & DM Da Fonseca. 1990. Determinação de doses de fósforo para determinação da capacidade máxima de adsorção de fosfatos e para ensaios em casa de. *R. Bras. Ci. Solo* 14:49-55.
- Aparicio, J; J López; F Dalla Tea; L Finker & C Monticelli. 1999. Respuesta de las especies de mayor importancia foresto-industrial a la fertilización con NPK en los suelos arenosos de la provincia de Corrientes. Proyecto de Investigación aplicada PIA 37/96. 25 p.
- Aparicio, J; AM Lupi; C Quintero & G Boschetti. 2008. Comportamiento del fósforo del suelo en diferentes sistemas de manejo de los residuos de la cosecha forestal. XXIII Jornadas Forestales de Entre Ríos, Concordia, Octubre 2008.
- Appelt, H; NT Coleman & PF Pratt. 1975. Interactions between organic compounds, minerals and ions in volcanic ash derived soils: II. Effects of organic compounds on the adsorption of phosphate. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 39:628-630.
- Atkins, P & J De Paula. 2006. El cambio. En: Editorial Médica Panamericana (ed.). Química Física. 8va edn Pp. 745-958. Madrid, España. 1096 pp.
- Attiwill, PM & MA Adams. 1993. Nutrient cycling in forests: Tansley Review No. 50. *New Phytologist* 124:561-582.
- Aubin, I; C Messier & A Bouchard. 2008. Can plantations develop understory biological and physical attributes of naturally regenerated forests?. *Biological Conservation* 141:2461-2476.
- Barnola, LF; M Hasegawa & A Cedeño. 1997. Mono and sesquiterpene variation in *Pinus caribea* and its relationship to *Atta laevigata* herbivory. *Biochem. Syst. Ecol.* 22(5): 437-445.
- Barrow, NJ. 1967. Effect of the soil buffering capacity for phosphate on the relation between uptake of phosphorus extracted by sodium bicarbonate. *J. Aust. Int. Agric. Sci.* 33:119-121.
- Barrow, NJ. 1975. The response to phosphate of two annual pasture species. I. Effect of soil's ability to adsorb phosphate on comparative phosphate requirement. *Aust. J. Agric. Res.* 26:137:144.
- Barrow, NJ. 2008. The description of sorption curves. *European Journal of Soil Science* 59:900-910.
- Barrow, NJ & TC Shaw. 1975. The slow reaction between soil and anions: 2. Effect of time and temperature on the decrease in phosphate concentration in the soil solution. *Soil Sci.* 119:167-177.

- Bar-Yosef, B. 1996. Root excretions and their environmental effects: influence on availability of phosphorus. En: Waisel, Y; A Eshel & U Kafkafi (eds.) *Plant Roots: The Hidden Half*. Pp. 581-605. Marcel Dekker, New York, USA.
- Batista, AC. 1995. Avaliação da queima controlada em povoamentos de *Pinus taeda* L. no norte do Paraná. Tesis doctoral, Universidade Federal do Paraná. Curitiba, Brasil.
- Bauhus, J; I Aubin; C Messier & M Connell. 2001. Composition, structure, light attenuation and nutrient content of understory vegetation in a *Eucalyptus sieberi* regrowth stand 6 years after thinning and fertilization. *Forest Ecol. Manage.* 144:275-286.
- Beck, M & P Sánchez. 1994. Soil phosphorus fraction dynamics during 18 years of cultivation on a typic Paleudult. *Soil Sci.* 34:1424-1431.
- Beckett, PHT & RE White. 1964. Studies on the phosphate potentials on soils. Part III: The pool of labile inorganic phosphate. *Plant and Soil* 21(3):253-282.
- Benitez, H. 2003. Regeneración natural de *Pinus caribaea* var. *caribaea* mediante talas rasas en fajas alternas. Tesis doctoral, Universidad de Alicante y Universidad de Pinar del Río. Pinar del Río, Cuba.
- Binkley, D. 1993. Nutrición forestal. Prácticas de manejo. Editorial Limu SA. Barcelona. España, 518 pp.
- Bolan, NS; R Naidu; S Mahimairaja & S Baskaran. 1994. Influence of low molecular weight organic acids on the solubilisation of phosphates. *Biol. Fert. Soils* 18:311-319.
- Bolin, B; R Sukumar; P Ciais; W Cramer; P Jarvis; H Kheshgi; C Nobre; S Semonov & W Steffen. 2000. Global perspective. En: Watson, R; I Noble; B Bolin; N Ravindranath & D Dokken. (Eds.). *Special Report on Land Use, Land-Use Change and Forestry*. Pp. 23–52. Cambridge University Press. Cambridge, UK.
- Bolland, MDA; RJ Gilkes; RF Brennan & DG Allen. 1996. Comparison of seven phosphorus sorption indices. *Aust. J. Soil Res.* 34:81-89.
- Bolland, MDA; IR Wilson & DG Allen. 1994. Effect of P buffer capacity and P retention index of soil on soil test P, soil test P calibrations and yield response curvature. *Aust. J. Soil Res.* 32(3):503-517.
- Boschetti, NG. 2001. Dinámica de las fracciones orgánicas e inorgánicas del fósforo del suelo y su disponibilidad para las plantas. Tesis Magíster Scientiae, Área Ciencias del Suelo. Universidad Nacional de Buenos Aires. Buenos Aires, Argentina.
- Boschetti, NG; CE Quintero & RA Benavidez. 1998. Caracterização do factor capacidade-tampao de fosfatos em solos de Entre Ríos, Argentina. *Revista Brasileira de la Ciencia del Solo* 22:95-99.
- Boschetti, NG ; CE Quintero; RA Benavidez & L Giuffré. 2003. Cuantificación de las fracciones orgánicas e inorgánicas de fósforo en suelos de la Mesopotamia. Argentina. *Revista de la Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo* 21(1):1-8.
- Bowden, JW; S Nagarajah; NJ Barrow; AM Posner & JP Quirk. 1980. Describing the adsorption of phosphate, citrate and selenite on a variable charge mineral surface. *Aust. J. Soil Res.* 18:49-60.
- Bowman, RA & CV Cole. 1978. An exploratory method for fractionation of organic phosphorus from grassland soils. *Soil Sci.* 125(2):95–101.
- Bray, RH & LT Kurtz. 1945. Determination of total, organic and available forms of phosphorus in soils. *Soil Sci.* 59:39-45.

- Brinkmann, WL & AN Vieira. 1971. The effect of burning on the germination of seeds at different soil depths of various tropical tree species. *Turrialba* 21, 7782.
- Bumaya, AH & DV Naylor. 1988. Phosphorus sorption and extractability in Andic soil incubated with plant residues of variable P content. *Plant Soil* 112:77-81.
- Bünemann, EK; P Marschner; AM McNeill & MJ McLaughlin. 2007. Measuring rates of gross and net mineralisation of organic phosphorus in soils. *Soil Biology & Biochemistry* 39:900-913.
- Bünemann EK; RJ Smernik; P Marschner & AM McNeill. 2008a. Microbial synthesis of organic and condensed forms of phosphorus in acid and calcareous soils. *Soil Biology & Biochemistry* 40:932-946.
- Bünemann, EK; RJ Smernik; AL Doolette; P Marschner; R Stonor; SA Wakelin & AM McNeill. 2008b. Forms of phosphorus in bacteria and fungi isolated from two Australian soils. *Soil Biology & Biochemistry* 40:1908-1915.
- Burger, JA & WL Prichett. 1984. Effects of clearfelling and site preparation on nitrogen mineralization in a southern pine stand. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 48:1432-1437.
- Carter, MC & CD Foster. 2004. Prescribed burning and productivity in southern pine forest: a review. *For. Ecol. and Manage.* 191:93-109.
- Chauhan, BS; JWB Stewart & EA Paul. 1981. Effect of labile inorganic phosphate status and organic carbon addition on the microbial uptake of phosphorus in soils. *Can. J. Soil Sci.* 61:373-385.
- Chen, CR; LM Condon; MR Davis & RR Sherlock. 2002. Phosphorus dynamics in the rhizosphere of perennial ryegrass (*Lolium perenne* L.) and radiata pine (*Pinus radiata* D. Don.). *Soil Biol. Biochem.* 34:487-499.
- Chen, CR; LM Condon; BL Turner; N Mahieu; MR Davis; ZH Xu & RR Sherlock. 2004. Mineralization of soil orthophosphate monoesters under pine seedlings and ryegrass. *Aus. J. Soil Res.* 42:189-196.
- Cole, CV; GS Innis & JWB Stewart. 1977. Simulation of phosphorus cycling in semiarid grasslands. *Ecology* 58:1-15.
- Collins, SL & SM Glenn. 1988. Disturbance and community structure in North American prairies. En: During, HJ; JJA Werger & JH Willens (eds.). *Diversity and pattern in plant communities*. Pp. 131-143. SPB Academic Publishing, The Hague, The Netherlands.
- Comerford, NB. 1998. Soil phosphorus bioavailability. En: Lynch, JP & J Deikman (eds.). *Phosphorus in plant biology: regulatory roles in molecular, cellular, organismic and ecosystem processes*. Pp. 136-147. American Society of Plant Physiology, Rockville, MD, USA.
- Cross, AF & HW Schlesinger. 1995. A literature review and evaluation of the Hedley fractionation: Applications to the biogeochemical cycle of soil phosphorus in natural ecosystems. *Geoderma* 64: 197-214.
- Davis, JA & JO Leckie. 1978. Surface ionization and complexation at the oxide/water interface: II. Surface properties of amorphous iron oxyhydroxide and adsorption of metal ions. *J. Colloid Interface Sci.* 67: 90-107.
- Dao, TH. 2007. Ligand effects on inositol phosphate solubility and bioavailability in animal manures. En: Turner, BL; AE Richardson & EJ Mullaney (eds.). *Inositol Phosphates: Linking Agriculture and Environment*. Pp. 169-185. CAB International. Oxfordshire, UK.
- Daza-Torres, MC; JG Alvarez-Herrera & JH Camacho-Tamayo. 2008. Aplicación de materiales orgánicos e inorgánicos en la adsorción de fósforo en un Oxisol. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental* 12 (5): 451-457.

- DeBano, LF & JM Klopatec. 1988. Phosphorus dynamics of pinyon-juniper soils following simulated burning. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 52:271-277.
- Denslow, JS. 1985. Disturbance-mediated coexistence of species. En: Pickett, STA y White, PS (eds.). *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Pp. 307-323. Academic Press, Inc. Orlando, Florida, USA.
- Dockersmith, IC; CP Giardina & RL Sanford, Jr. 1999. Persistence of tree related patterns in soil nutrients following slash-and-burn disturbance in the tropics. *Plant and Soil* 209: 137-156.
- Dossa, EL; J Baham; M Khouma; M Sene; F Kizito & RP Dick. 2008. Phosphorus sorption and desorption in semiarid soils of Senegal amended with native shrub residues. *Soil Sci.* 173(10):669-682.
- Entry, JA; NM Stark & H Loewenstein. 1987. Effect of timber harvesting on extractable nutrients in a northern Rocky Mountain forest soil. *Can. J. For. Res.* 17:735-739.
- Fahey, TJ; MO Hill; PA Stevens; M Hornung & P Rowland. 1991. Nutrient accumulation in vegetation following conventional and whole-tree harvest of *Sitka spruce* plantations in North Wales. *Forestry* 64:271-288.
- Fernández, RA. 1987. Influencia del sistema desmonte-reforestación con *Pinus spp.* sobre algunas características químicas de los suelo. *Ciencia del Suelo* 5(2):123-129.
- Fernández, R; AM Lupi & N Pahr. 1999a. Aptitud de las tierras para la implantación de bosques. Provincia de Misiones. *Yvyrareta* 9:41- 49.
- Fernández, R; A Lupi; N Pahr & C Domeqc. 1997. Respuesta del Kiri (*Paulownia spp.*) a la fertilización y al encalado. Resultados a los 19 meses de edad. *Yvyrareta* 8:92-94.
- Fernández, RA; AM Lupi; F Rodríguez Aspillada; M Gemid; R Pezzutti; N Pahr; A Hernández; H Delgadito & P Cortez. 2000a. Técnicas de manejo de suelo y de residuos para el establecimiento de plantaciones de coníferas en el noreste argentino. Jornadas Forestales Silvoargentinas, Virasoro, Corrientes, Argentina, Octubre 2000.
- Fernández, R; AM Lupi; N Pahr; H Reis; H O'Lery; M Gelid & S Martinez. 2000b. Técnicas de manejo de residuos de cosecha para el establecimiento forestal y su impacto sobre la condición química de los suelos rojos del Noreste de Argentina. *Avances en Ingeniería Agrícola*. Pp. 243-248.
- Fernández, R; AM Lupi; N Pahr; H Reis; H O'Lery; M Gelid & S Martinez. 2000c. Efecto de técnicas de establecimiento de bajo impacto para segunda rotación sobre el crecimiento inicial del *Pinus taeda l.* en el NE de Argentina. *Avances en Ingeniería Agrícola*. Pp. 249-254.
- Fernández, R; F Rodríguez Aspillada; A Lupi; E López; R Pezzutti; E Crechi; N Pahr; M Natiuck & P Cortez. 2000c. Respuesta del *Pinus taeda* y la *Araucaria angustifolia* a la adición de N, P y K en la implantación. En: *Actas Silvoargentina 1*. Asociación Forestal Argentina. Virasoro, Corrientes. 16 p.
- Fernández, R; F Rodríguez Aspillada; A Lupi; A Hernández & H Reis. 1999b. Efectos de diferentes prácticas de preparación del terreno y fertilización sobre el crecimiento inicial del *Pinus spp* en el NE argentino. *Bosque* 20(1):47-55.
- Fernández López, C; S Vazquez & H Dalurzo. 2002. Formas de P en suelos altamente meteorizados del sur de la Provincia de Misiones. *Ciencia del Suelo* 20(2):81-86.
- Fernández López, C; S Vazquez & HC Dalurzo. 2003. Efecto del uso del suelo sobre las fracciones de fósforo y su relación con características edáficas en un

- Hapludalf de Corrientes. Comunicaciones Científicas y Tecnológicas 2003. Universidad Nacional del Nordeste. Corrientes. Argentina.
- Fixen, PE & JH Grove. 1990. Testing soils for phosphorus. En: Wasterman, RL (ed). Soil Testing and Plant Analysis. Vol. 3, 3ra edn Pp. 141-180. S.S.S.A. Madison, Wisconsin, USA.
- Flinn, DW; RO Squire & PW Farrell. 1980. The role of organic matter in the maintenance of productivity on sandy soils. New Zeal. J. For. 25:229-236.
- Fox, RL & EJ Kramprath. 1970. Phosphate sorption isotherms for evaluating the phosphate requirement of soil. Proc. Soil Sci. Soc. Am. 34:902-907.
- Friend, MT & HF Birch. 1960. Phosphate response in relation to soil tests and organic phosphorus. J. Agric. Sci. 54:341-347.
- Galang, MA; D Markewitz & LA Morris. 2010. Soil phosphorus transformations under forest burning and laboratory heat treatments. Geoderma 155:401-408.
- García Montiel, DC; C Nelly; J Melillo; S Thomas; PA Steudler & CC Cerri. 2000. Soil phosphorus transformations following forest clearing for pasture in the Brazilian Amazon. Soil Sci. Soc. Am. J. 64:1792-1804.
- Giardina, CP & CC Rhoades. 2001. Clear cutting and burning affect nitrogen supply, phosphorus fractions and seedling growth in soils from a Wyoming lodgepole pine forest. Forest Ecology and Management. 140:19-28.
- Giuffré, L; G Piccolo; R Rosell & OS Heredia. 1996. Phosphorus sustainability in tropical ecosystems. The Science of the Total Environment 191:75-82.
- Giuffré, L; G Piccolo; R Rosell; C Pascale; OS Heredia & E Ciarlo. 2001. Anthropogenic effect on soil phosphorus dynamics in tropical ecosystems. Comm. in Soil Sci. and Plant Analysis 32:1621-1628.
- Giuffré, L; R Fernández; AM Lupi; OS Heredia & C Pascale. 2002. Efecto de diferentes técnicas de manejo de residuos de la cosecha forestal en algunas propiedades de un suelo Kandudult en el Noreste Argentino. Agric. Tec. 62(1):143-149.
- Gonçalves, JLM; NF Barros; EKS Nambiar & RF Noivas. 1997. Soil and stand for short-rotation plantations. En: Nambiar, EKS & AG Brown (eds.) Management of soil, nutrients and water in tropical plantation forests. Monograph. N° 43, Pp. 379-417. ACIAR (Australian Centre for International Agricultural Research).
- Goya, JF; C Perez; JL Frangi & R Fernández. 2003. Impacto de la cosecha y destino de los residuos sobre la estabilidad del capital de nutrientes en plantaciones de *Pinus taeda* (L). Ecología Austral 13:139-150.
- Griffith, C, Jr. 1996. Distribution of *Viola blanda* in relation to within-habitat variation in canopy openness, soil phosphorous and magnesium. Bull. Torr. Bot. Club 123:281-285.
- Gucinski, H; E Vance & WA Reiners. 1995. Potential effects of global climate change. En: Smith, WK & TM Hinckley (eds.). Ecophysiology of Coniferous Forests. Pp. 309-331. Academic Press, New York.
- Guppy, CN; NW Menzies; FPC Blamey & PW Moody. 2005. Do decomposing organic matter residues reduce phosphorus sorption in highly weathered soils?. Soil Sci. Soc. Am. J. 69: 1405-1411.
- Guzmán, O; P Pérez-Batallón & A Merino. 2001. Effects of silvicultural practices on nutrient status in a *Pinus radiata* plantation: Nutrient export by tree removal and nutrient dynamics in decomposing logging residues. Ann. For. Sci. 58: 411-422.
- Hadas, A; S Feigenbaum; A Feigin & R Portnoy. 1986. Nitrogen mineralization in profiles of differently managed soil types. SSSAJ 50: 314-319.

- Hagedorn, F; D Spinnler; M Bundt; P Blaser & R Siegwolf. 2003. The input and fate of new C in two forest soils under elevated CO₂. *Global Change Biology* 9: 862–872.
- Harter, RD. 1969. Phosphorus adsorption sites in soils. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 33: 630-632.
- Harrison, AF. 1983. Relationship between intensity of phosphatase activity and physico-chemical properties in woodland soils. *Soil Biology & Biochemistry* 15: 93-99.
- Harrison, AF. 1987. *Soil Organic Phosphorus. A review of World Literature.* C.A.B. International, Wallingford, 257 pp.
- Hayward, DO & BMW Trapenll. 1964. *Chemisorption* 2da edn. Butterworth and Co. Ltd. London. 453 pp.
- Hedley, MJ; JWB Stewart & BS Chauhan. 1982. Changes in inorganic and organic soil phosphorus fraction induced by cultivation practices and by laboratory incubations. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 16: 970-976.
- Heredia, O. 1997. Relación entre distintas formas extractables y adsorbidas de fósforo con variables edáficas en grandes grupos de suelos de la provincia de Buenos Aires. Tesis Magister Scientiae, Universidad de Buenos Aires. Buenos Aires, Argentina.
- Heredia, O & A Fernández Cirelli. 2007. Environmental risks of increasing phosphorus addition in relation to soil sorption capacity. *Geoderma* 137: 426-431.
- Henández Valencia, I & B Montserrat. 2005. Cambios en el contenido de fósforo en el suelo superficial por la conversión de sabanas en pinares. *Bioagro (online)* 17 (2): 69-78.
- Hinsinger, P. 2001. Bioavailability of soil inorganic P in the rhizosphere as affected by root-induced chemical changes: a review. *Plant Soil* 237:173–195.
- Holford, ICR. 1979. Evaluation of soil phosphate buffering indices. *Aust. J. Soil Res.*, 17: 495-504.
- Holford, ICR. 1982. The comparative significance and utility of the Freundlich and Langmuir parameters for characterizing sorption and plant availability of phosphate in soils. *Aust. J. Soil Res.* 20: 233-242.
- Hopmans, P; HTL Stewart & DW Flinn. 1993. Impacts of harvesting on nutrients in an *Eucalyptus* ecosystem in Southeastern Australis. *For. Ecol. Manage.* 59: 29-51.
- Hue, NV. 1991. Effects of organic acids/anions on P sorption and phytoavailability in soils with different mineralogies. *Soil Sci.* 152: 463-471.
- Indiati, R; AN Sharpley; C Izza; S Figliola; B Felici & P Sequi. 1995. Soil phosphorus sorption and availability as a function of high phosphorus fertilizar additions. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 26: 1863-1872.
- INTA 1990. Atlas de suelo de la República Argentina. Provincia de Misiones, tomo II. Pp 111-154. Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Buenos Aires, Argentina.
- Iyamuremye, F; J Baham & RP Dick. 1996. Organic amendments and phosphorus dynamics: 1. Phosphorus chemistry and sorption. *Soil Sci.* 161: 426-435.
- Iyamuremye, F & RP Dick. 1996. Organic amendments and phosphorus sorption by soils. *Adv. Agron.* 56: 139-185.
- Johnson, DW & DE Todd, Jr. 1998. Harvesting effects on longer-term changes in nutrient pools of mixed oak forest. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62: 1725-1735.

- Johnson, SE & RH Loeppert. 2006. Role of organic acids in phosphate mobilization from iron oxides. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 70: 222-234.
- Jones, MD; DM Durall & PB Tinker. 1998. A comparison of arbuscular and ectomycorrhizal *Eucalyptus coccifera*: growth response, phosphorus uptake and external hyphae production. *New Phytologist* 140: 125-134.
- Jones, HE; M Madeira; L Herraéz; J Dighton; A Fabiao; F González-Río; M Fernández Marcos; C Gómez; M Tomé; H Feith; MC Magalhaes & G Howson. 1999. The effect of organic matter management on the productivity of *Eucalyptus globulus* stands in Spain and Portugal: tree growth and harvest residue decomposition in relation to site and treatment. *Forest Ecol. Manage.* 122: 73-86.
- Jorgensen, JR & CG Wells. 1986. A loblolly pine management guide: Foresters' primer in nutrient cycling. General Technical Report SE-37. Asheville, North Carolina, USDA Forest Service.
- Kamprath, EJ & ME Watson. 1980. Conventional soil and tissue tests for assessing the phosphate status of soils. En: Khasawneh, FE (ed). *The role of phosphorus in agriculture*. Pp 433-470. ASA, CSSA and SSSA. Madison, WI.
- Kauffman, JB. 1991. Survival by sprouting following fires in tropical forests of the eastern Amazon. *Biotropica* 23: 219-224.
- Keenan, RJ & JP Kimmins. 1993. The ecological effects of clearcutting. *Environ. Rev.* 1: 121-144.
- Khana, PK & RJ Raison. 1986. Effect of fire intensity on solution chemistry of surface soil under a *Eucalyptus pauciflora* forest. *Aust. J. Soil. Res.* 24: 423-434.
- Kourtev, PS; JG Ehrenfeld & M Haggblom. 2003. Experimental analysis of the effect of exotic and native plant species on the structure and function of soil microbial communities. *Soil Biol. Biochem.* 35: 895-905.
- Kutiel, P & A Shaviv. 1989. Effect of simulated forest fire on the availability of N y P in mediterranean soils. *Plant and Soil* 120: 57-63.
- Kutiel, P & A Shaviv. 1992. Effects of soil type, composition and leaching on soil nutrients following a simulated forest fire. *Forest Ecology and Management* 53: 329-343.
- Kwari, JD & T Batey. 1991. Effect of heating on phosphate sorption and availability in some north east Nigerian soils. *J. Soil Sci.* 42: 381-388.
- Larsen, S. 1967. Soil phosphorus. *Advan. Agron.* 19: 151-210.
- Lawrence, D & WH Schlesinger. 2001. Changes in soil phosphorus during 200 years of shifting cultivation in Indonesia. *Ecology* 82: 2769-2780.
- Leal, JE; ME Summer & LT West. 1994. Evaluation of available P with different extractants on Guatemalan soils. *Comm. In Soil Sci. and Plant Anal.* 25: 1161-1196.
- Leaver, JP & EW Russell. 1957. The reaction between phosphate and phosphate-fixing soils. *J. soil Sci.* 8: 113-126.
- LECO. 1993. Carbon, nitrogen and sulfur in soil, rock, and similar materials. Application Bulletin N° 203-601-246. LECO Corporation Technical Services Laboratory. St Joseph.
- Lemma, B; I Nilsson; DB Aleja; M Olsson & H Knicker. 2007. Decomposition and substrate quality of leaf litters and fine roots from three exotic plantations and a native forest in the southwestern highlands of Ethiopia. *Soil Biology & Biochemistry* 39: 2317-2328.

- Lieffers, VJ & KJ Stadt. 1994. Growth of understory *Picea glauca*, *Calamagrostis canadensis*, and *Epilobium angustifolium* to overstory light transmission. Can. J. For. Res. 24: 1193-1198.
- Lilienfein, J; W Wilcke; R Thomas; L Vilela; S do Carmo Lima & W Zech. 2001. Effects of *Pinus caribaea* forests on the C, N, P and S status of Brazilian savanna Oxisols. Forest Ecology and Management 147: 171-182.
- Lilienfein, J; W Wilcke; MA Ayarza; L Vilela; S do Carmo Lima & W Zech. 2002. Chemical fractionation of phosphorus, sulfur and molybdenum in Brazilian savannah Oxisols under different land use. Geoderma 96: 31-46.
- Lindh, BC. 2008. Flowering of understory herbs following thinning in the western cascades, Oregon. Forest Ecology and Management 256: 929-936.
- Linquist, BA; PW Singleton & KG Cassman. 1997. Inorganic and organic phosphorus dynamics during a build-up and decline of available phosphorus in an Ultisol. Soil Science 162 (4): 254-263.
- Liptzin, D & WI Silver. 2009. Effects of carbon additions on iron reduction and phosphorus availability in humid tropical forest soils. Soil Biology & Biochemistry 41: 1696-1702.
- López Camelo LG de; OS Heredia & ZMM Sese de. 1986. Evaluación preliminar de la influencia de la materia orgánica sobre la adsorción de fósforo en algunos suelos argentinos. Ciencia del Suelo 4: 125 – 131.
- López Camelo, LG de; G Piccolo; R Rosell & OS Heredia. 1996. Sustentabilidad del fósforo en un suelo rojo laterítico. Serie Informe técnico N° 65. ISSN: 0326-0135, EEA Cerro Azul-INTA, 11p., C.R. Misiones, Argentina.
- López Hernández, D; G Siegert & JV Rodríguez. 1986. Competitive adsorption of phosphate with malate and oxalate by tropical soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 50: 1460-1462.
- Luke, JA. 1990. Good Neighbors: Industry steward ship and the Environment. Tappi Journal 73.
- Lupi, AM. 2001. Evolución de las relaciones de los compuestos orgánicos edáficos y sus efectos, en un Ultisol bajo diferentes prácticas de manejo de residuos forestales. Tesis Magister Scientiae, Universidad de Buenos Aires. Buenos Aires, Argentina.
- Lupi, AM; R Fernández & M Conti. 2003. Calidad del suelo como respuesta a la aplicación de prácticas de implantación forestal. Acta Novenas Jornadas Técnicas Forestales. INTA-FCF-MEYRNRYT. El Dorado, Misiones, Argentina.
- Lupi, A; R Fernández; H Reis; J Bernio; J Elizaul & H Reboratti. 2000. Evaluación inicial de técnicas de establecimiento post-tala rasa sobre el crecimiento inicial del *Eucalyptus grandis hill. ex maiden* en el noreste Argentino. Congreso Mundial IUFRO. Malasia.
- Lupi, A; R Fernández & A Von Wallis. 2006. Efecto de los residuos forestales sobre el carbono orgánico y el nitrógeno del suelo. Resultados a los 9 años de aplicados los tratamientos. Acta 12 as Jornadas Técnicas Forestales y Ambientales-FCF, UNAM-EEA Montecarlo, INTA. El Dorado, Misiones, Argentina.
- Madeira, MAV. 1989. Changes in soil properties under *Eucalyptus* plantations in Portugal. En: Pereira, JS & JJ Landsberg (eds.) Biomass production by fast-growing trees. Pp 81-99. Kluwer Academic Publishers. Amsterdam.

- Marcos, E; R Tárrega & E Luis-Calabuig. 1999. Alteraciones producidas por un incendio forestal en el suelo de una repoblación de *Pinus radiata*. Revista Edafología Sociedad Española de la Ciencia del Suelo 6: 27-35.
- Martiarena, R; R Fernández; D Alegranza; N Pahr & A Lupi. 2002a. Fertilización de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze en Misiones, Argentina. Variantes de dosis y momento de aplicación. XVII Jornadas Forestales de Entre Ríos. Concordia, Entre Ríos, Argentina.
- Martiarena, R; R Fernández; N Pahr; A Lupi; D Alegranza & A Von Wallis. 2002b. Fertilización y crecimiento de *Araucaria angustifolia* en Misiones, Argentina. Novenas Jornadas Técnicas Forestales. El Dorado, Misiones, Argentina.
- Martínez, LW; MP Ramos & I Castillo. 2003. Evaluación de los efectos del fuego sobre las propiedades químicas de los suelos en bosques de pinos. Informe final Proyecto manejo del fuego. Universidad de Pinar del Río. 47 pp.
- Martins, A; S Azevedo & L Carvalho. 1999. Dynamics of leaf litter structural compounds in *C. sativa* and *P. pinaster* forest ecosystems during decomposition processes: Interactions with soil organic matter and nutrient release: Acta Hort. 494: 161-166.
- Mathers, NJ; DS Mendham & AM O'Connell. 2003. How residue management impact soil organic matter composition and quality under *Eucalyptus globulus* plantations in southwestern Australia? Forest Ecol. Manage. 179: 253-267.
- Mc Laughlin, SP. 1978. Productivity of the Understory Community in an Arizona Ponderosa Pine Forest. Tesis doctoral, University of Arizona. Tucson, EEUU.
- Mead, JA. 1981. A comparison of the Langmuir, Freunlich and Temkin equations to describe phosphate adsorption properties of soils. Aust. J. Soil Res. 19: 333-342.
- Mendoza, RE. 1980. Adsorción de fósforo en el suelo y su relación con la producción de dos especies forrajeras. Rev. Fac. Agron. UBA 1: 19-30.
- Mikutta, C; G Neumann & F Lang. 2006. Phosphate desorption from goethite in the presence of galacturonate, polygalacturonate and maize mucigel (*Zea mays* L.). Soil Sci. Soc. Am. J. 70: 1731-1740.
- Moir, WH. 1966. Influence of ponderosa pine on herbaceous vegetation. Ecology 47: 104-1048.
- Murphy, J & JP Rilley. 1962. A modified single solution method for determination of phosphate in natural waters. Anal. Chim. Acta 27: 31-36.
- Nagarajah, S; AM Posner & JP Quirk. 1970. Competitive adsorption of phosphate with polygalacturonate and other organic anions on kaolinite and oxide surfaces. Nature 228: 83-85.
- Neary, DG; CC Klopatek; LF DeBano & PF Folliott. 1999. Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis. For. Ecol. Manag. 122: 51-71.
- Negassa, W; S Dultz; A Schlichting & P Leinweber. 2008. Influence of specific organic compounds on phosphorus sorption and distribution in a tropical soil. Soil Sci. 173 (9): 587-601.
- Neufeldt, H; JE Da Silva; MA Ayarza & W Zech. 1999. Phosphorus fractions under different land-use systems in oxisols of the Brazilian cerrado. En: Thomas, R & MA Ayarza (eds.). Sustainable land management for the Oxisol of the Latin American savannas. Pp. 146-158. CIAT. Cali, Colombia.
- Niu, HB; WX Liu; FH Wan & B Liu. 2007. An invasive aster (*Ageratina adenophora*) invades and dominates forest understories in China: Altered soil

- microbial communities facilitate the invader and inhibit natives. *Plant Soil* 294: 73-85.
- Nziguheba, G; C Palm; R Buresh & PC Smithson. 1998. Soil phosphorus fractions and adsorption as affected by organic and inorganic sources. *Plant Soil*. 198: 159-168.
- Nwoke, OC; B Vanlauwe; J Diels; N Sanginga; O Osonubi & R Merckx. 2003. Assessment of labile phosphorus fractions and adsorption characteristics in relation to soil properties of West African savanna soils. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 100: 285-294.
- Nyland, RD; AL Leaf & DH Bickelhaupt. 1979. Litter removal impairs growth of direct seeded Norway spruce. *Forest Sci.* 25: 244-246.
- Oehl, F; E Frossard; A Fliessbach; D Dubois & A Oberson. 2004. Basal organic phosphorus mineralization in soils under different farming systems. *Soil Biology & Biochemistry* 36: 667-675.
- Ohno, T & BS Crannell. 1996. Green and animal manure-derived dissolved organic matter effects on phosphorus sorption. *J. Environ. Qual.* 25: 1137-1143.
- Okajima, H; H Kubota & T Sakuma. 1983. Hysteresis in the phosphorus sorption and desorption processes of soils. *Soil Sci. Plant. Nutr.* 29: 271-283.
- Oliveira Prendes, JA; E Afif Khouri & M Mayor López. 2006. Dinámica de nutrientes en los suelos. En: Ediciones de la Universidad de Oviedo (ed.). *Análisis de suelos y plantas y recomendaciones de abonado*. Pp. 31-58. Ediuño. Asturias, España. 161 pp.
- Olsen, SR & FS Watanabe. 1957. A method to determine a phosphorus adsorption maximum of soil as measured by the Lagmuir isotherm. *Proc. Soil Sci. Soc. Am.* 21: 144-149.
- Olsson, BA & H Staaf. 1995. Influence of harvesting intensity of logging residues on ground vegetation in coniferous forests. *J. Appl. Ecol.* 32: 640-654.
- Olsson, BA; J Bengtsson & H Lundkvist. 1996. Effects of different forest harvest intensities on the pools of exchangeable cations in coniferous forest soils. *For. Ecol. Manage.* 84: 135-147.
- Ozanne, PG & TC Shaw. 1967. Phosphate sorption by soils as a measure of the phosphate requirement for pasture growth. *Aust. J. Agric. Res.* 18: 601-612.
- Page, AL (ed). 1982. *Methods of soil analysis. Part 2, Chemical and microbiological properties*. 2da edn, N°9 (Part 2). American Society of Agronomy, Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin. USA. 1159 pp.
- Pahr, N; R Fernández & AM Lupi. 2000. Potencial de productividad de los suelos del nordeste de Corrientes para el *Eucalyptus grandis*. *Yviraretá* 10: 91-92.
- Parfitt, RL; LF Hill & NA Scott. 1998. Does contact of *Pinus radiata* slash whit soil influence post-harvest nutrient losses? *New Zealand J. of. For. Sc.* 27(2): 174-187.
- Paula Souza, DM y ML Paula Souza. 1981. Alterações provocadas pelo reflorestamento de *Pinus* na fertilidade de solos da região de Lapa. *P.R. Floresta* 12: 36-52.
- Pettri, MD & MG Acuña. 1993. Adsorción diferencial de fósforo en dos suelos de Misiones. Pp 177-178. *Actas XIV Congreso Argentino Ciencia del Suelo*, Mendoza, Argentina.
- Pettri, MD; MG Acuña & AD Sosa. 1996. Isotermas de adsorción de fósforo, ensayos de maceta y campo en un Alfisol. Pp 145-146. *Actas XV Congreso Argentino Ciencia del Suelo*, Santa Rosa, La Pampa, Argentina.

- Picone, L & E Zamuner. 2002. Fósforo orgánico y fertilidad fosfórica. *Informaciones Agronómicas del Cono Sur* 16: 11-15.
- Pinheiro, J & D Bates. 2000. *Mixed-Effects Models in S and S-PLUS*. Statistics and Computing. New York, NY: Springer. 528 pp.
- Pinheiro, J; D Bates; S DebRoy; D Sarkar & The R Development Core Team. 2011. nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models. R package version 3.1-102.
- Polglase, PJ; PM Attiwill & MA Adams. 1992. Nitrogen and phosphorus cycling in relation to stand age of *Eucalyptus regnans* F. Muell.III. Labile inorganic and organic P, phosphatase activity and P availability. *Plant Soil* 142: 177-185.
- Prause, J; HC Dalurzo & AP de Lifschitz. 1997. Análisis de algunas propiedades de un suelo con monte nativo modificadas por la implantación con *Pinus elliottii*. *Agricultura Técnica (Chile)* 57 (2): 139-146.
- Quintero, C; NG Boschetti & RA Benavidez. 1999. Phosphorus retention in some soils of the argentinian mesopotamia. *Comm. in Soil Sc and Plant Analysis*. 30(9&10):1449-1461.
- Quintero, CE; NG Boschetti & RA Benavidez. 2003. Effect of soil buffer capacity on soil test phosphorus interpretation and fertilizer requirement. *Comm. In Soil Sci. and Plant Anal.* 34: 1435-1450.
- Raison, RJ. 1979. Modification of the soil environment by vegetation fires, with particular reference to nitrogen transformations: a review. *Plant and Soil* 51:73-108.
- Rebottaro, SL & D Cabrelli. 2007. Crecimiento y rendimiento comercial de *Pinus elliottii* en plantación y en regeneración natural manejada con raleos en Entre Ríos, Argentina. *Bosque* 28 (2): 152-161.
- Rebottaro, S; D Cabrelli; E Rivero; D Ceballos & E Rienzi. 2003. Importancia del mantillo forestal de pinos subtropicales en suelos de baja fertilidad. *Actas del XII World Forestry Congress*. Quebec City, Canadá. 0369-B4.
- Reddy, DD; SA Rao & M Singh. 2005. Changes in phosphorus fractions and sorption in an Alfisol following crop residues applications. *J. Plant Nut. Soil Sci.* 168: 241-247.
- Ricard, JP & C Messier. 1996. Abundance, growth and allometry of red raspberry (*Rubus idaeus* L.) along a natural light gradient in a northern hardwood forest. *For. Ecol. Manage.* 81: 153-160.
- Rodríguez, A; J Durán; JM Fernández-Palacios & A Gallardo. 2009. Short-term wildfire effects on the spatial pattern and scale of labile organic-N and inorganic-N and P pools. *Forest Ecology and Management* 257: 739-746.
- Rolfe, GL & WR Boggess. 1973. Soil condition under old field and forest cover in Souther Illinois. *Soil Science American Proceedings* 37: 314-318.
- Romanyá, J; PK Khana & RJ Raison. 1994. Effects of slash burning on soil phosphorus fractions and sorption and desorption of phosphorus. *For. Ecol. Manage.* 65: 89-103.
- Rudi, A. 2003. Panorama de la actividad forestal en el mundo. Proyecto Forestal, San Luis, Argentina.
http://www.rama.com.ar/rama_newasp/Paginas/panoramadelaactividad.asp. Enero 2012.
- Russel, EJ & JA Prescott. 1916. The reaction between dilute acids and the phosphorus compounds of the soil. *J. Agric. Sci.* 8: 65-110.

- SAGPyA. 2001. Inventario Nacional de plantaciones forestales. <http://www.sagpya.mecon.gov.ar/new/0-0/forestacion/inventario/Inventario2.htm>. Septiembre 2012.
- Sampiao, EVSB. 1995. Overview of the Brazilian Caatinga. En: Bullock, SH; HA Mooney & E Medina (eds.). Seasonally Dry Tropical Forests. Pp 35-63. Cambridge University Press. Cambridge.
- Sánchez, PA; CA Palm; CB Davey; LT Szott & CE Russell. 1985. Tree crops as soil improvers in the humid tropics?. En: Cannell, M.G. & JE Jackson (eds). Attributes of trees as crop plants. Pp. 327-358. Institute of Terrestrial Ecology. Huntingdon U.K.
- Sánchez, PA; JH Villachica & DE Brady. 1983. Soil fertility dynamics after cleaning a tropical rain forest in Peru. Soil Sci. Soc. Am. J. Vol. 47: 1171-1178.
- Sato, S & NB Comerford. 2006. Organic anions and phosphorus desorption and bioavailability in a humid brazilian Ultisol. Soil Sci. 171: 695-705.
- Schnitzer, M; DFE McArthur; HR Schulten; LM Kozak & PM Huang. 2006. Long-term cultivation effects on the quantity and quality of organic matter in selected canadian prairie soils. Geoderma 130: 141-156.
- Schoch, P & D Binkley. 1986. Prescribed burning increased nitrogen availability in a mature loblolly pine stand. For. Ecol. Manag. 14: 13-22.
- Schofield, RK. 1955. Can a precise meaning be given to "available" soil phosphorus? Soil Fert. 19: 373-375.
- Shaoqing, C; P Shaolin; P Baoming; C Danting & C Juhua. 2010. Effects of fire disturbance on the soil physical and chemical properties and vegetation of *Pinus massoniana* forest in south subtropical area. Acta Ecologica Sinica 30: 184-189.
- Sharpley, AN; H Tiessen & CV Cole. 1987. Soil phosphorus forms extracted by soil tests as a function of pedogenesis. Soil Sci. Soc. Am. J. 51:362-365.
- Sibanda, HM & SD Young. 1986. Competitive adsorption of humus acids and phosphate on goethite, gibbsite and two tropical soils. J. Soil Sci. 37: 197-204.
- Singh, BB & JP Jones. 1976. Phosphorus sorption and desorption characteristics of soil as affected by organic residues. Soil Sci. Soc. Am. J. 40: 389-394.
- Smeck, NE. 1985. Phosphorus dynamics in soils and landscape. Geoderma 36:185-199.
- Smith, DM; BC Larson; MJ Kelty & PMS Ashton. 1997. The practice of silviculture: applied forest ecology. 9na edn. John Wiley & Sons Inc. New York, EUA. 537 pp.
- Soares, RV. 1985. Incêndios florestais – controle e uso do fogo. FUPEF. Curitiba, Brasil. 213 pp.
- Soares, RV. 1990. Effects of a pine plantation prescribed burning on soil chemical properties in the savanna region of Minas Gerais state, Brasil. En: International Conference on Forest Fire Research. Pp. C.06-C.09. Coimbra. Universidade de Coimbra.
- Soil Survey Staff. 1975. Soil Taxonomy. United States Department of Agriculture Handbook. Washington D.C., USA. 436 pp.
- Soil Survey. 1996. Laboratory Methods Manual. United States Department of Agriculture, Soil Conservation Service. Washington D.C., USA. 693 pp.
- Sollins, P; P Homann & BA Caldwell. 1996. Stabilization and destabilization of soil organic matter: mechanisms and controls. Geoderma 74: 65-105.
- Spangenberg, A; U Grinn; JR Sepeda da Silva & H Folster. 1996. Nutrient store and export rates of *Eucalyptus urograndis* plantation in eastern Amazonia (Jari). For. Ecol. Manage. 80: 225-234.

- Sparks, DL. 1995. Environmental soil chemistry. Academic Press Limited. 267 pp.
- Sparling, GP; PBS Hart; JA August & DM Leslie. 1994. A comparison of soil and microbial carbon, nitrogen and phosphorus contents, and macro-aggregate stability of a soil under native forest and after clearance for pastures and plantation forest. *Biol. Fert. Soils* 17:91-100.
- Stevenson, FJ & CV Cole. 1999. Cycle of soil: carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients. John Wiley & Sons Inc. New York, EUA. 380 pp.
- Stewart, JWB & AN Sharpley. 1987. Controls on dynamics of soil and fertilizer phosphorus and sulfur. En: Follett, RF & CV Cole (eds.). Soil fertility and organic matter as critical components of production. Pp 101-121. SSSA Special Publication 19. American Society of Agronomy. Madison, Wisconsin.
- Stewart, JWB & H Tiessen. 1987. Dynamics of soil organic phosphorus. *Biogeochemistry* 4: 41-60.
- Soil Survey Staff. 1975. Soil Taxonomy. A basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys. USDA-Soil Conservation Service Agricultural Handbook #436. U.S. Gov. Print. Office. Washington, DC. 754 pp.
- Szott, LT. 1987. Improving the productivity of shifting cultivation in the Amazon basin of Peru through the use of leguminous vegetation. Tesis doctoral, North Carolina State Univ. EEUU.
- Thomas, SM; AH Johnson; J Frizano; D Vann; D Zarin & A Joshi. 1999. Phosphorus fractions in montane forest soils of the Cordillera de Pichue, Chile: biogeochemical implications. *Plant and Soil* 211: 139-148.
- Thompson, LM & FR Troeh. 1988. Fósforo. En: Editorial Reverté (ed.) Los suelos y su fertilidad. 4ta edn Pp. 331-359. Barcelona, España. 639 pp.
- Tiessen, H & JO Moir. 1993. Characterization of available phosphorus by sequential extraction. En: Carter, MR (ed.). Soil Sampling and Methods of Analysis, M. R. Canadian Society of Soil Science. Pp. 75-86. Lewis Publishers.
- Tiessen, H; JWB Stewart & CV Cole. 1984. Pathways of phosphorus transformations in soil of differing pedogenesis. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 48: 853-858.
- Torn, MS; AG Lapenis; A Timofeev; ML Fischer; BV Babikov & JW Harden. 2002. Organic carbon and carbon isotopes in modern and 100-year old-soil archives of the Russian steppe. *Global Change Biology* 8: 941-953
- Tosin, JE. 1977. Influencia do *Pinus elliottii* da *Araucaria angustifolia* e da mata nativa sobre actividade da microflora do solo. *Floresta* 8: 73-74.
- Uhl, C; K Clark; H Clark & P Murphy. 1981. Early plant succession after cutting and burning in the upper Río Negro region of the Amazon basin. *J. Ecol.* 69: 631-649.
- Vázquez, ME; A Pellegrini; G Millán & A Deak. 2001. Cambios cuali y cuantitativos en la fertilidad fosforada de algunos suelos de la provincia de Buenos Aires, Argentina. *Agrochimica XLV* (3, 4):120-123.
- Vázquez, S & A Galmarini. 1985. El fósforo en Ultisoles de la provincia de Corrientes I: fracciones de P inorgánico, P total y orgánico. *Ciencia del suelo* 3(1-2): 39-42.
- Vázquez, S & LA Morales. 2000. Adsorción de P por suelos ácidos de Misiones (Argentina). *Ciencia del suelo* 18(2): 89-94.
- Vega, JA; J Landsberg; S Bará; T Paysen; MT Fontúrbel & M Alonso. 2000. Efectos del fuego prescrito sobre los suelos de montes de *Pinus pinaster*. En: Vélez, R. (ed). La defensa contra incendios forestales fundamentos y experiencias. Pp. 14.61-14.71. Mc Graw Hill. Madrid.

- Walker, TW & JK Syers. 1976. The fate of phosphorus during pedogenesis. *Geoderma* 15: 1-19.
- Walmsley, JD; DL Jones; B Reynolds; MH Price & JR Healey. 2009. Whole tree harvesting can reduce second rotation forest productivity. *Forest Ecology and Management* 257: 1104-1111.
- Weber, DC & JH Skilling. 2000. A first course in the design of experiments. A linear models approach. CRC Press, Boca Raton.
- Wells, C; RE Campbell; LF De Bano; CE Lewis; RL Fredricksen; EC Franklin; RC Froelich & PH Dunn. 1979. Effects of fire on soil. Gen. Tech. Rep. Washington, USDA Forest Service. 34 pp.
- Yadav, RS & JC Tarafdar. 2003. Phytase and phosphatase producing fungi in arid and semi-arid soils and their efficiency in hydrolyzing different organic P compounds. *Soil Biol. Biochem.* 35:745–751.
- Yanai, RD. 1998. The effect of whole-tree harvest on phosphorus cycling in a northern hardwood forest. *Forest Ecology and Management* 104: 281-295.
- Yarie, J. 1980. The role of understory vegetation in the nutrient cycle of forested ecosystems in the mountain hemlock biogeoclimatic zone. *Ecology* 61: 1498-1514.
- Zhao, Q; DH Zeng; DK Lee; XY He; ZP Fan & YH Jin. 2007. Effects of *Pinus sylvestris* var. *Mongolica* afforestation on soil phosphorus status of the Keerqin Sandy Lands in China. *Journal of Arid Environments* 69(4): 569-582.
- Zhen-Li, H; Y Ke-Neng & Z Zu-Xiang. 1992. Effects of organic anions on phosphate adsorption and desorption from variable charges clay minerals and soil. *Pedosphere* 2: 1-11.
- Zou, XM; D Binkley & KG Doxtader. 1992. A new method forestimating gross phosphorus mineralization and immobilization rates in soils. *Plant Soil* 147: 243–250.
- Zubillaga, M & L Giuffré. 1998. Soil phosphorus mobilization in different taxonomic orders. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 162: 201-205.

APÉNDICE

Apéndice 1. Variables edáficas y productivas evaluadas por otros investigadores en el ensayo de campo, en distintas profundidades y edades del cultivo.

	Momento de Muestreo	Profundidad de Muestreo	Tratamientos					Autores
			Sin Residuos	Quema	Plantación Directa	Capuera	MN	
Carbono Orgánico Total (%)	16 meses	0-10 cm	2,1 a	2,8 ab	3,0 b	2,3 ab	***	Giuffrè <i>et al.</i> 2002
	9 años	0-5 cm	2,89 a	3,29 ab	3,66 ab	3,94 b	5,27	Lupi <i>et al.</i> 2006
	9 años	5-15 cm	2,03 a	2,46 a	2,34 a	2,26 a	2,78	Lupi <i>et al.</i> 2006
Carbono Oxidable (%)	2 años	0-10 cm	1,82 d	2,46 c	2,6 bc	2,9 a	***	Fernández <i>et al.</i> 2000a
	2 años	10-30 cm	0,87 b	1,20 a	1,26 a	1,24 a	***	Fernández <i>et al.</i> 2000a
	4 años	0-5 cm	2,25 b	2,4 b	2,8 a	***	2,7 a	Lupi <i>et al.</i> 2003
	4 años	5-15 cm	1,65 b	1,60 b	2,6 a	***	2,1 b	Lupi <i>et al.</i> 2003
Carbono Liviano (%)	16 meses	0-10 cm	0,45 b	0,60 ab	0,75 a	0,5 b	***	Giuffrè <i>et al.</i> 2002
	4 años	0-5 cm	0,48 b	0,46 b	0,73 a	***	0,67 a	Lupi <i>et al.</i> 2003
	4 años	5-15 cm	0,39 b	0,27 b	0,68 a	***	0,61 a	Lupi <i>et al.</i> 2003
pH	16 meses	0-10 cm	5,6 a	5,9 a	5,8 a	5,8 a	***	Giuffrè <i>et al.</i> 2002
	2 años	0-10 cm	5,7 a	5,9 a	5,4 a	5,9 a	***	Fernández <i>et al.</i> 2000a
Fósforo Extractable (mg kg ⁻¹)	16 meses	0-10 cm	3,1 b	5,6 a	4,2 b	3,7 b	***	Giuffrè <i>et al.</i> 2002
	2 años	0-10 cm	1,2 a	1,7 a	1,4 a	2,7 a	***	Fernández <i>et al.</i> 2000a
	2 años	10-30 cm	0,27 a	0,41 a	0,54 a	0,56 a	***	Fernández <i>et al.</i> 2000a
Calcio (cmol _c Kg ⁻¹)	16 meses	0-10 cm	6,6 a	8,4 a	8,8 a	7,3 a	***	Giuffrè <i>et al.</i> 2002
	2 años	0-10 cm	9,5 b	12,3 ab	11,8 ab	13,1a	***	Fernández <i>et al.</i> 2000a
	2 años	10-30 cm	6,2 b	9,1 a	8,0 ab	9,6 a	***	Fernández <i>et al.</i> 2000a
	2 años	30-60 cm	5,8 b	7,3 ab	6,7 b	7,1 ab	***	Fernández <i>et al.</i> 2000a
Magnesio (cmol _c Kg ⁻¹)	2 años	0-10 cm	1,5 b	2,2 ab	2,5 a	2,6 a	***	Fernández <i>et al.</i> 2000a
	2 años	10-30 cm	0,9 c	1,9 ab	2,2 a	1,7 ab	***	Fernández <i>et al.</i> 2000a
	2 años	30-60 cm	0,7 c	2,1 a	2,1 a	1,9 ab	***	Fernández <i>et al.</i> 2000a
Potasio (cmol _c Kg ⁻¹)	16 meses	0-10 cm	0,7 a	0,8 a	0,8 a	0,7 a	***	Giuffrè <i>et al.</i> 2002
	2 años	0-10 cm	0,50 a	0,61 a	0,53 a	0,56 a	***	Fernández <i>et al.</i> 2000a
	2 años	10-30 cm	0,32 a	0,35 a	0,28 a	0,35 a	***	Fernández <i>et al.</i> 2000a
Nitrógeno Total (%)	16 meses	0-10 cm	0,21 b	0,28 a	0,29 a	0,24 ab	***	Giuffrè <i>et al.</i> 2002
	2 años	0-10 cm	0,17 b	0,23 a	0,22 a	0,21 a	***	Fernández <i>et al.</i> 2000a
	2 años	10-30 cm	0,11 c	0,12 bc	0,14 a	0,14 a	***	Fernández <i>et al.</i> 2000a
	9 años	0-5 cm	0,25 a	0,26 a	0,30 a	0,34 b	0,43	Lupi <i>et al.</i> 2006
Diámetro altura pecho (cm)	31 meses	***	7,0 a	7,0 a	6,8 a	***	***	Fernández <i>et al.</i> 2000c
	4 años	***	11,0 a	10,8 a	10,6 a	***	***	Fernández <i>et al.</i> 2000a
Altura total (m)	31 meses	***	4,3 a	4,3 a	4,2 a	***	***	Fernández <i>et al.</i> 2000c
	4 años	***	7,1 a	6,9 a	7,0 a	***	***	Fernández <i>et al.</i> 2000a
Volúmen (m ³ ha ⁻¹)	4 años	***	39 a	44 a	46 a	***	***	Fernández <i>et al.</i> 2000a

Apéndice 2. Método de determinación de P total en extractos de HCO₃Na y NaOH

1. Se pipetearon 5 mL de extracto en tubos de ensayo.
2. Se agregaron:
 - a los extractos de HCO₃Na: 0.5 g de persulfato de amonio [(NH₄)₂S₂O₈] + 10 mL de H₂SO₄ 0.9 M.
 - a los extractos de NaOH: 0.6 g de persulfato de amonio [(NH₄)₂S₂O₈] + 10 mL de H₂SO₄ 0.9 M.
3. Se taparon los tubos individualmente con papel aluminio y se autoclavaron (103.4 kPa, 121 °C durante 60 min los extractos de HCO₃Na y por 90 min los extractos de NaOH).
4. Se pipeteó una alícuota y se determinó el Pi por el método de Murphy y Riley (Apéndice 3).

Apéndice 3. Método de determinación de P inorgánico (Murphy y Riley 1962)

1. Se pipeteó una alícuota de la solución problema en matraz de 50 ml.
2. Se agregaron 2 gotas de indicador p-nitrofenol 0,25% (Apéndice 8).
3. Se ajustó el pH a 5,4 de la siguiente manera:
 - si el extracto era ácido: se agregó NaOH 4M lentamente hasta color amarillo; y luego H₂SO₄ 0,25 M lentamente hasta que la solución tomó el color original o se torno incolora.

- *si el extracto era alcalino*: se agregó H_2SO_4 0,25 M lentamente hasta que la solución llegó al color que tenía previo al agregado del indicador o se tornó incolora.
- 4. Se agregaron 8 ml del "reactivo mezcla" (Apéndice 4) y agua destilada hasta llegar al volumen de 50 ml.
- 5. Se agitó y se leyó absorbancia en el espectrofotómetro a una longitud de onda de 882 nm después de 1 hora.
- 6. Para la realización de la curva de calibrado se pipeteó 1 ml de soluciones patrones de 0, 2, 3, 5, 10 y 25 mg L^{-1} (Apéndice 4) en matraces de 50 ml. Se agregaron 8 ml de "reactivo mezcla" y agua destilada hasta llegar al volumen de 50 ml. Se agitó y se leyó absorbancia en el espectrofotómetro a una longitud de onda de 882 nm después de 1 hora. Se graficó absorbancia (y) vs concentración (x) y se calculó la ecuación de la recta que los relaciona ($y = a + b x$).
- 7. La ecuación de la curva de calibrado por los valores de absorbancia, y se despejó x en cada caso. Se obtuvo así la concentración de la solución (C) en mg kg^{-1} .
- 8. Para calcular la concentración de P en la muestra de suelo (mg kg^{-1}) se deben tener en cuenta el peso de suelo seco (g), el volumen de solución extractora (mL) y las diluciones realizadas en cada paso.

Por lo tanto se multiplicó la concentración de P en la solución por un factor que considera dichos valores.

Los factores para cada caso fueron:

Extracción	Cálculo de concentración de P en el suelo
Pi HCO_3Na	$C * 100$
P total HCO_3Na	$C * 600$
Pi NaOH	$C * 232$
P total NaOH	$C * 600$
Pi HCl	$C * 107,14$
P total	$C * 1000$

Apéndice 4. Soluciones necesarias para la determinación de P inorgánico por el método de Murphy y Riley

Preparar las siguientes soluciones:

Solución A: Disolver 6 g de molibdato de amonio ($(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$) en 100 mL de agua destilada.

Solución B: Disolver 0,3 g de tartrato de antimonio y potasio ($\text{K}(\text{SbO})\text{C}_4\text{H}_4\text{O}_6$) en 100 mL de agua destilada.

Solución de molibdato de amonio: agregar 70 mL de H_2SO_4 concentrado a un matraz de 1L que contenga 0,5 L de agua destilada. Dejar enfriar. Agregar las soluciones A y B y llevar a volumen con agua destilada.

“Reactivo mezcla”: disolver 0,3 g de ácido ascórbico ($\text{C}_6\text{H}_8\text{O}_6$) en un matraz de 200 mL, con aproximadamente 100 mL de agua destilada. Agregar 50 mL de “solución de molibdato de amonio” y llevar a volumen. Esta solución debe prepararse todos los días.

Apéndice 5. Preparación de soluciones patrones de trabajo

Solución estándar de 100 mg L⁻¹ de P: pesar 0,4390 de fosfato ácido de potasio (KH₂PO₄) previamente secado en estufa a 40°C por 2 horas, y llevar a volumen con agua destilada en matraz aforado de 1L.

Soluciones estándar de trabajo: se pipetea 1, 1.5, 2.5, 5 y 12.5 mL de la solución estándar de 100 mg L⁻¹ de P y se lleva a volumen con agua destilada en matraces aforados de 50 mL. Se obtienen soluciones patrones de 2, 3, 5, 10 y 25 mg L⁻¹.

Apéndice 6. Método de determinación de P inorgánico en extractos de NaOH

Antes de la determinación de color por el método de Murphy y Riley, fue necesario el siguiente procedimiento para flocular y descartar la materia orgánica.

1. Se pipetearon 15 ml de extracto en tubos de centrifuga de 50 mL.
2. Se acidificaron hasta pH 1.5 agregando H₂SO₄ 0,9 M (aproximadamente 2,4 mL).
3. Se refrigeró 1 h.
4. Se centrifugó a 25,000 x g durante 20 min.
5. Se colocó el sobrenadante en recipientes limpios.
6. Se pipeteó una alícuota y se determinó Pi por el método de Murphy y Riley (Apéndice 4).

Apéndice 7. Método de determinación de P total (Tiessen y Moir 1993)

1. Se pesaron 0.5 g de suelo dentro de los tubos de digestión.
2. Se agregaron 5 mL de H₂SO₄ concentrado y dos perlas de vidrio.
3. Se agitaron con vortex y se pusieron en block de digestión a 120 °C.
4. Se elevó la temperatura lentamente para evaporar el agua (20 °C por vez hasta 200 °C, y luego 50 °C por vez hasta 360 °C).
5. Cuando se alcanzaron los 360 °C se comenzó el tratamiento con H₂O₂ . Para ello se sacaron los tubos del block y se dejaron enfriar hasta poder tomarlos con la mano. Se agregaron 0.5 mL de H₂O₂ al 30%, se agitaron en vortex y se pusieron en el block a 360 °C por 30 min.
6. Se sacaron del block, se dejaron enfriar hasta poder tomarlos con la mano, y se repitió la adición de 12 a 14 veces (al menos 2 adiciones después que la solución se tornó clara).
7. Después del último agregado, se dejaron los tubos en el block 45 min para que se elimine cualquier remanente de H₂O₂.
8. Se dejaron enfriar toda la noche.
9. Se agregó agua destilada mientras se agitaba con vortex, hasta que los tubos estuvieron ¾ lleno. Se llevaron a volumen final (50 mL) cuando estaban fríos.
10. Se taparon, se agitaron vigorosamente, y se dejaron decantar durante la noche.
11. Se determinó Pi en la solución usando el método de Murphy y Riley (Apéndice 4).

Apéndice 8. Preparación del p-nitrofenol

Pesar 0,25 g de p-nitrofenol y llevar a 100 mL con agua destilada.

Apéndice 9. Valores promedio de carbono orgánico total (COT) en la capa superficial (0-5 cm) y subsuperficial (5-15 cm) de suelo, a los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos de sin residuos, quema, plantación directa y capuera.

Tratamiento	6 años				9 años			
	Sin Residuos	Quema	Plantación Directa	Capuera	Sin Residuos	Quema	Plantación Directa	Capuera
COT (g kg⁻¹)	28,3	37,1	30,2	36,9	28,9	32,9	36,6	39,4
Superficial	(± 3,6)	(± 0,5)	(± 3,4)	(± 4,7)	(± 5,1)	(± 4,2)	(± 5,9)	(± 3,5)
COT (g kg⁻¹)	22,8	22,5	19,1	20,0	20,3	24,6	23,4	22,6
Subsuperficial	(± 2,6)	(± 3,2)	(± 2,3)	(± 1,5)	(± 1,0)	(± 3,3)	(± 1,1)	(± 2,1)

Los valores entre paréntesis indican el desvío estándar de la muestra.

Apéndice 10. Valores promedio de calcio (Ca), magnesio (Mg), sodio (Na), potasio (K), suma de cationes, capacidad intercambio catiónica (CIC) y % saturación de bases, en la capa superficial (0-5 cm), a los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos de sin residuos, quema, plantación directa y capuera.

		Superficial (0-5 cm)							
		6 años				9 años			
Tratamiento		Sin Residuos	Quema	Plantación Directa	Capuera	Sin Residuos	Quema	Plantación Directa	Capuera
Ca	(cmolc Kg ⁻¹)	10,2	10,4	11,1	11,7	6,5	7,5	10,1)	12,2
		(± 0,6)	(± 1,4)	(± 1,4)	(± 1,9)	(± 0,2)	(± 0,2)	(± 1,6)	(± 0,9)
Mg		2,4	2,8	3,4	2,6	2,0	1,4	2,1	2,6
		(± 0,9)	(± 1,3)	(± 0,1)	(± 0,0)	(± 0,6)	(± 0,6)	(± 0,2)	(± 0,2)
Na		0,73	0,71	0,75	0,70	0,59	0,46	0,47	0,49
		(± 0,02)	(± 0,05)	(± 0,03)	(± 0,10)	(± 0,05)	(± 0,08)	(± 0,05)	(± 0,11)
K		0,63	0,81	0,72	0,95	0,63	0,51	0,49	0,85
		(± 0,03)	(± 0,03)	(± 0,12)	(± 0,12)	(± 0,26)	(± 0,02)	(± 0,05)	(± 0,11)
Suma Cat		13,9	14,8	15,9	15,9	9,7	9,9	13,1	16,1
		(± 1,4)	(± 1,4)	(± 1,5)	(± 1,7)	(± 1,0)	(± 0,7)	(± 1,8)	(± 1,1)
CIC		17,8	17,8	18,7	20,1	16,8	15,0	19,4	23,0
		(± 2,1)	(± 1,5)	(± 0,4)	(± 0,7)	(± 3,6)	(± 0,4)	(± 1,4)	(± 0,7)
Sat Bases	%	78,5	83,1	85,3	79,0	58,3	66,2	67,6	70,1
		(± 5,5)	(± 7,5)	(± 4,5)	(± 6,2)	(± 8,2)	(± 6,0)	(± 5,4)	(± 6,3)

Los valores entre paréntesis indican el desvío estándar de la muestra.

Apéndice 11. Valores promedio de calcio (Ca), magnesio (Mg), sodio (Na), potasio (K), suma de cationes, capacidad intercambio catiónica (CIC) y % saturación de bases, en la capa subsuperficial (5-15 cm), a los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos de sin residuos, quema, plantación directa y capuera.

		Subsuperficial (5-15 cm)							
		6 años				9 años			
Tratamiento		Sin Residuos	Quema	Plantación Directa	Capuera	Sin Residuos	Quema	Plantación Directa	Capuera
Ca	(cmolc Kg ⁻¹)	7,8	9,5	8,1	9,2	8,0	8,4	8,0	7,3
		(± 0,6)	(± 1,5)	(± 2,2)	(± 1,6)	(± 0,5)	(± 1,1)	(± 2,5)	(± 1,2)
Mg		1,1	1,4	1,6	1,8	1,6	1,6	1,6	1,8
		(± 0,1)	(± 0,3)	(± 0,8)	(± 0,3)	(± 0,0)	(± 0,15)	(± 0,21)	(± 0,06)
Na		0,65	0,65	0,70	0,63	0,79	0,80	0,80	0,77
		(± 0,06)	(± 0,10)	(± 0,13)	(± 0,10)	(± 0,19)	(± 0,0)	(± 0,20)	(± 0,06)
K		0,43	0,58	0,44	0,73	0,33	0,37	0,37	0,57
		(± 0,05)	(± 0,03)	(± 0,07)	(± 0,14)	(± 0,06)	(± 0,06)	(± 0,15)	(± 0,15)
Suma Cat		9,6	12,1	10,9	12,3	10,7	11,1	10,8	10,4
		(± 0,5)	(± 1,6)	(± 2,6)	(± 1,3)	(± 0,7)	(± 1,3)	(± 3,0)	(± 1,0)
CIC		17,6	17,4	17,2	17,0	12,5	14,1	14,3	13,4
		(± 1,1)	(± 1,5)	(± 3,7)	(± 1,4)	(± 0,9)	(± 0,7)	(± 2,7)	(± 1,3)
Sat Bases	%	54,5	69,4	64,2	73,1	86,0	78,7	75,9	77,4
		(± 2,4)	(± 3,1)	(± 16,3)	(± 13,2)	(± 4,1)	(± 8,6)	(± 18,1)	(± 2,9)

Los valores entre paréntesis indican el desvío estándar de la muestra.

Apéndice 12. Valores promedio de pH en agua y pH en ClK (1M) en la capa superficial (0-5 cm) y subsuperficial (5-15 cm), a los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos de sin residuos, quema, plantación directa y capuera.

		6 años				9 años			
Tratamiento		Sin Residuos	Quema	Plantación Directa	Capuera	Sin Residuos	Quema	Plantación Directa	Capuera
pH agua		6,1	6,2	6,0	6,2	5,9	6,1	5,9	6,0
Superficial		(± 0,1)	(± 0,1)	(± 0,0)	(± 0,1)	(± 0,3)	(± 0,4)	(± 0,2)	(± 0,1)
pH agua		6,3	6,4	6,1	6,3	5,9	6,0	5,9	5,7
Subsuperficial		(± 0,3)	(± 0,2)	(± 0,2)	(± 0,2)	(± 0,1)	(± 0,1)	(± 0,3)	(± 0,0)
pH ClK (1M)		5,4	5,5	5,3	5,5	5,4	5,4	5,4	5,5
Superficial		(± 0,1)	(± 0,2)	(± 0,1)	(± 0,1)	(± 0,1)	(± 0,2)	(± 0,2)	(± 0,0)
pH ClK (1M)		5,6	5,7	5,5	5,6	5,3	5,5	5,4	5,2
Subsuperficial		(± 0,3)	(± 0,2)	(± 0,2)	(± 0,3)	(± 0,2)	(± 0,2)	(± 0,3)	(± 0,0)

Los valores entre paréntesis indican el desvío estándar de la muestra.

Apéndice 13. Valores promedio de las fracciones de fósforo orgánico lábil (Pol) subsuperficial (5-15 cm), fósforo unido a calcio (Pca) superficial (0-5 cm) y subsuperficial (5-15 cm), fósforo residual (Pres) superficial (0-5 cm), fósforo total (Ptotal) superficial (0-5 cm) y subsuperficial (5-15 cm), a los 6 y 9 años de aplicados los tratamientos de sin residuos, quema, plantación directa y capuera.

Tratamiento	6 años				9 años			
	Sin Residuos	Quema	Plantación Directa	Capuera	Sin Residuos	Quema	Plantación Directa	Capuera
Pol (mg kg⁻¹)	14,0	19,5	25,7	25,2	28,7	31,4	31,5	34,0
Subsuperficial	(± 0,6)	(± 2,5)	(± 4,0)	(± 3,8)	(± 2,7)	(± 2,7)	(± 1,1)	(± 0,6)
Pca (mg kg⁻¹)	7,8	8,9	6,4	8,4	7,5	8,6	8,1	8,7
Superficial	(± 1,6)	(± 2,4)	(± 1,3)	(± 3,8)	(± 2,7)	(± 1,0)	(± 1,1)	(± 1,0)
Pca (mg kg⁻¹)	10,7	7,2	8,1	9,2	5,1	9,9	8,0	6,9
Subsuperficial	(± 4,7)	(± 1,2)	(± 1,0)	(± 0,9)	(± 0,5)	(± 0,8)	(± 0,7)	(± 0,6)
Pres (mg kg⁻¹)	469	373	457	456	406	376	350	311
Superficial	(± 25,4)	(± 46,9)	(± 46,5)	(± 43,0)	(± 20,9)	(± 34,5)	(± 67,7)	(± 8,5)
Ptotal (mg kg⁻¹)	594	569	589	636	569	581	544	549
Superficial	(± 27,4)	(± 50,9)	(± 51,9)	(± 38,0)	(± 18,8)	(± 17,6)	(± 50,0)	(± 8,9)
Ptotal (mg kg⁻¹)	573	552	560	574	516	510	543	568
Subsuperficial	(± 30,0)	(± 17,7)	(± 37,5)	(± 56,9)	(± 24,4)	(± 25,8)	(± 34,1)	(± 14,3)

Los valores entre paréntesis indican el desvío estándar de la muestra.